

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
**Departamento de Zoología y Antropología Física**



**ESTIMA DE LA CAPACIDAD DE CARGA DE LA TRUCHA  
COMÚN “SALMO TRUTTA” EN LOS RÍOS DE NAVARRA:  
APLICACIONES A SU GESTIÓN Y CONSERVACIÓN**

**MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR**  
**PRESENTADA POR**

**Daniel Ayllón Fernández**

Bajo la dirección de la doctora  
Ana Almodóvar Pérez

**Madrid, 2008**

- **ISBN: 978-84-692-147-3**

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Departamento de Zoología y Antropología Física**



**ESTIMA DE LA CAPACIDAD DE CARGA DE LA  
TRUCHA COMÚN *SALMO TRUTTA* EN LOS RÍOS DE  
NAVARRA. APLICACIONES A SU GESTIÓN Y  
CONSERVACIÓN**

**MEMORIA PRESENTADA PARA OPTAR AL GRADO DE  
DOCTOR POR**

Daniel Ayllón Fernández

Bajo la dirección de la Doctora:

Ana Almodóvar Pérez

**Madrid, 2007**



**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Departamento de Zoología y Antropología Física**

**ESTIMA DE LA CAPACIDAD DE CARGA  
DE LA TRUCHA COMÚN *SALMO TRUTTA*  
EN LOS RÍOS DE NAVARRA.  
APLICACIONES A SU GESTIÓN Y  
CONSERVACIÓN**

**TESIS DOCTORAL**

Daniel Ayllón Fernández

Bajo la dirección de la Doctora:

Ana Almodóvar Pérez

Vº Bº Directora

Fdo.: Dra. Ana Almodóvar Pérez

Fdo.: Daniel Ayllón Fernández

**Madrid, 2007**

“...toda acción, una vez lanzada en el torbellino del acontecer universal,  
es en sí irrevocable e irreparable, prescindiendo de sus posibles efectos,  
y del mismo modo, todo pensamiento es imborrable”

*Los paraísos artificiales, C. Baudelaire*

## AGRADECIMIENTOS

---

“Nel mezzo del cammin di nostra vita

Mi ritrovai per una selva oscura...”

*Inferno, c.1., v.1., La Divinna Comedia, Dante Alighieri*

Cuando uno se embarca en una tarea de esta magnitud no sabe muy bien dónde se mete, es como introducirse en un bosque enmarañado y oscuro, como comenzar una nueva aventura. Este ha sido un largo viaje, duro y difícil en algunos momentos pero muy agradable durante casi todo el trayecto. Por ello, quisiera agradecer en estas líneas a toda la gente que, de una forma u otra, ha estado presente durante el proceso de realización de esta tesis, así como a las instituciones que han contribuido a su desarrollo.

Así, en primer lugar me gustaría agradecer toda su ayuda a mi directora, Ana Almodóvar, mi especie de Virgilio particular en este viaje. Sobre todo, agradecerle que confiara en mí para formar parte de este equipo pero, por supuesto, también por su ánimo y consejo, su dirección técnica y por prestarme parte de sus conocimientos para redactar este trabajo, y por todo el esfuerzo que ha puesto para que todo saliera bien.

Debo agradecer encarecidamente al doctor Benigno Elvira y a la doctora Graciela G. Nicola su colaboración en el trabajo de campo y por ayudarme con sus ideas y su experiencia a pulir en cierta medida la forma y el fondo de este texto.

Debo mencionar también a las instituciones que me han permitido desarrollar este estudio. El presente trabajo se ha podido llevar a cabo gracias al proyecto “Estudio de las poblaciones de Trucha Común de Navarra” enmarcado dentro del convenio suscrito entre la Universidad Complutense de Madrid y el Gobierno de Navarra. En este sentido, agradecer al director de la sección de Gestión Piscícola y Protección Animal de Navarra, Manuel Lamuela, y al responsable del área de gestión piscícola de Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra, Javier Álvarez, su colaboración técnica.

A tod@s l@s componentes del grupo de investigación en el que he realizado la tesis por la ayuda que me han prestado y por los buenos momentos que hemos pasado juntos durante todos estos años: Sheila, Irene, Natalia, Lucía y David. También a Iván, Pablo, Jaime, Sofía y María, y al resto de compañeros del departamento, así como a las personas con las que he trabajado en algún momento durante estos años, Alberto, Zulima, Irene, Bárbara o Miren.

No puedo olvidar en este recordatorio al doctor Joaquín Solana, a quien desearía dar las gracias por su atención y colaboración durante el tiempo en que fue mi tutor en la Escuela de Montes.

Sin embargo, es necesario decir que éste ha sido un camino muy largo que no se puede reducir tan solo a estos últimos cuatro años. Existen también numerosas personas que me han ayudado a llegar hasta aquí a pesar de que no hayan tenido relación directa con la redacción de la tesis. Como en toda nueva aventura siempre existen momentos buenos y malos, y cuando uno se toma un respiro siempre hay personas que están, han estado y estarán ahí.

Así, en estas líneas quiero mostrar mi gratitud por estar siempre ahí a toda mi familia, especialmente a mis primos; a Chacho, Alicia y al resto de gente de Químicas; a Ernesto, Jaguar y demás crápulas y gente de mal vivir; a mis amigos de Montes, especialmente a Álvaro, Juanma, Pablo y Raquel, Rut, Edu, Rober, Vanesa y Elena; a Jurgen y Guanche, y a mis amigos de toda la vida, Diego y Fernando. Bueno, y en general, a todos los que me ha preguntado alguna vez “¿Qué tal va tu tesis?”.

Y lo más importante, a Nines e Ito, y a mis padres, quienes me han dado todo lo que han tenido y me han allanado el camino para poder llegar sano y salvo a esta cita. A mi abuelo que habría estado muy orgulloso de ver este momento y a quien, en definitiva, va dedicada esta tesis.

Y a la persona que está por encima de todo, del bien y del mal, siempre ahí en cuerpo y alma, a Ana “*Étoile de mes yeux, soleil de ma nature. Vous, mon ange et ma passion!*”.

## I. Índice

---

## Índice

---

<b>1. Introducción .....</b>	<b>1</b>
1.1. Introducción.....	1
1.2. Objetivos.....	8
<b>2. Selección de hábitat .....</b>	<b>9</b>
2.1. Introducción.....	9
2.2. Material y métodos .....	15
2.2.1. Área de estudio .....	15
2.2.2. Metodología.....	38
2.3. Resultados.....	43
2.3.1. Estudio descriptivo del hábitat fluvial .....	43
2.3.2. Selección de hábitat por la Trucha Común.....	88
2.3.3. Curvas de preferencia .....	98
2.3.4. Estudio comparado de las curvas de preferencia.....	158
2.4. Discusión .....	166
<b>3. Simulación del hábitat físico .....</b>	<b>177</b>
3.1. Introducción.....	177
3.2. Material y métodos .....	180
3.2.1. Área de estudio .....	180
3.2.2. Metodología.....	194
3.3. Resultados.....	198
3.3.1. Curvas de Hábitat Potencial Útil (HPU) frente al caudal .....	198
3.3.2. Análisis comparado entre localidades del HPU .....	228
3.3.3. Relación entre el HPU y la densidad .....	231
3.4. Discusión .....	232
<b>4. Tamaño de territorio .....</b>	<b>241</b>
4.1. Introducción.....	241
4.2. Material y métodos .....	247
4.2.1. Área de estudio .....	247
4.2.2. Metodología.....	248
4.3. Resultados.....	250
4.4. Discusión .....	252

<b>5. Estima de la capacidad de carga .....</b>	<b>257</b>
5.1. Introducción.....	257
5.2. Material y métodos .....	262
5.2.1. Área de estudio .....	262
5.2.2. Enfoque metodológico.....	262
5.2.3. Análisis de datos.....	266
5.3. Resultados.....	268
5.3.1. Estudio de los usos del suelo y alteraciones .....	268
5.3.2. Estima de la capacidad de carga .....	300
5.3.3. Estudio comparado por localidades.....	482
5.3.4. Tasa de ocupación del hábitat potencial útil.....	489
5.4. Discusión .....	491
<b>6. Factores determinantes del estado de conservación poblacional .....</b>	<b>497</b>
6.1. Introducción.....	497
6.2. Material y métodos .....	504
6.2.1. Área de estudio .....	504
6.2.2. Variables analizadas .....	504
6.2.3. Análisis de datos.....	512
6.3. Resultados.....	515
6.4. Discusión .....	545
<b>7. Discusión general.....</b>	<b>553</b>
<b>8. Conclusiones.....</b>	<b>563</b>
<b>9. Bibliografía.....</b>	<b>567</b>

## 1. Introducción

---



## 1. Introducción

---

### 1.1. Introducción

Hace más de dos siglos, Malthus (1798) argumentó que los recursos de la tierra y la producción de alimento no podían crecer al mismo ritmo que la población humana. La población humana sufriría un crecimiento geométrico, mientras que el alimento disponible únicamente experimentaría un incremento aritmético. Sin embargo, Malthus (1798) no señala la existencia de un límite poblacional superior. En la forma en la que Malthus expresó la concepción básica de su modelo, es la tasa de crecimiento, y no la población, la que tiende a un valor limitante constante (Hutchinson 1978).

Es Verhulst (1838) quien introduce por primera vez el concepto de capacidad de carga. El modelo de Verhulst, llamado habitualmente modelo de crecimiento logístico, es una modificación del modelo de Malthus, propuesto como una solución potencial al dilema del crecimiento exponencial malthusiano de la población humana. Verhulst fue el primero en comprender la ventaja de un modelo con una tasa de crecimiento máxima y una función de retroalimentación del tamaño poblacional que reduce esta tasa (Hutchinson 1978). Así, introduce en su modelo un término que representa la limitación impuesta por el medio que impide un crecimiento poblacional infinito.

La forma ecológica usual de la ecuación logística se remonta a Lotka (1925), en la cual se introduce de forma explícita la capacidad de carga del medio, que representa el máximo nivel poblacional que un entorno dado puede sustentar a partir de unos recursos finitos (alimento, espacio, refugio, etc.).

Según el modelo, cuando una población supera su capacidad de carga local, se produce una autorregulación del tamaño poblacional a través de respuestas densodependientes que devuelven a la población a un equilibrio estable. En los salmónidos se ha descrito en múltiples estudios la regulación de las poblaciones mediante un crecimiento, mortalidad y emigración dependientes de la densidad.

A pesar de la simplicidad y de las limitaciones del modelo de Verhulst, éste ha desempeñado un papel central en el desarrollo de la ecología teórica y empírica (Begon *et al.* 1996, Gabriel *et al.* 2005).

Aplicado a ecosistemas acuáticos, Moyle (1949) define la capacidad de carga de un río como la mayor abundancia de peces, ya sea en términos de densidad o biomasa, que dicho río puede soportar en condiciones naturales durante el periodo de menor hábitat disponible. Se debe considerar como un valor medio alrededor del cual la abundancia de las poblaciones fluctúa.

En condiciones naturales hay cuatro tipos de procesos biológicos que regulan la abundancia de las poblaciones de peces: reclutamiento, mortalidad, emigración e inmigración. En cada uno de estos procesos existen grandes interacciones con las características ambientales. Entre los factores ambientales, el hábitat físico juega un papel predominante en la Trucha Común *Salmo trutta* y en los salmónidos en general (Chapman 1966, Heggenes 1988, Baran *et al.* 1997). De hecho, el hábitat físico resulta una condición necesaria aunque no suficiente para la existencia de una población viable de peces. Es decir, el hábitat físico es un factor limitante y el tamaño de la población, a largo plazo, no puede ser mayor de lo que el hábitat físico puede soportar (Milhous 1999).

Además, se debe tener en cuenta que la complejidad del hábitat es uno de los principales factores que afectan a la diversidad de las comunidades de peces (Gorman & Karr 1978, Angermeier 1987, Bunn & Arthington 2002), pues hábitats heterogéneos ofrecen una mayor disponibilidad de recursos (Wootton 1990).

Por otro lado, numerosos autores consideran la existencia de diferentes factores que inciden en la regulación de las variaciones espaciales y temporales en la abundancia de las poblaciones de peces (Platts & Nelson 1988, Gouraud *et al.* 1998). Las variaciones temporales en la abundancia están a menudo relacionadas con grandes fluctuaciones en el reclutamiento, o con crecidas o periodos de escasos caudales, es decir, con el régimen hidrológico (Crisp *et al.* 1974, Moyle & Vondracek 1985, Kelly-Quinn & Bracken 1988, Jowett & Richardson 1989, Elliott 1994). A la inversa, las variaciones espaciales están determinadas principalmente por las características del hábitat físico (Souchon *et al.* 1989; Baran *et al.* 1995). Sin embargo, ambos factores, régimen hidrológico y hábitat físico, se encuentran estrechamente relacionados.

La hidrología juega un papel clave a la hora de determinar la composición, distribución y diversidad de la comunidades acuáticas, ya que el régimen de caudales determina en gran manera la calidad y cantidad de hábitat físico disponible para los organismos acuáticos (Bunn & Arthington 2002). Por otra parte, el régimen de caudales también tiene una influencia directa en las condiciones físicas (geomorfología) y químicas (calidad del agua) de los ríos.

De este modo, las condiciones de los caudales circulantes no deben ser alteradas para poder mantener la integridad ecológica de los ríos. Así, no sólo resulta esencial mantener caudales adecuados durante el periodo de estiaje, los cuáles imponen una restricción fundamental en las comunidades que viven en los ríos al determinar el mínimo hábitat disponible, sino que los episodios de altos caudales y grandes avenidas, así como los de bajos caudales extremos desempeñan funciones ecológicas importantes en los sistemas fluviales.

Los estudios acerca de las relaciones entre las comunidades de peces y su hábitat sugieren que los patrones de distribución de las comunidades dependen de diferentes variables, tales como la anchura del río y la pendiente (Huet 1959), la profundidad (Sheldon 1968), el alimento disponible, la temperatura y las variables geomorfológicas (Vernaux 1977), la disponibilidad de refugio (Crook & Robertson 1999, Pusey *et al.* 2000) o la variabilidad espacial y temporal de las condiciones hidráulicas (Gorman & Karr 1978, Horwitz 1978, Junk *et al.* 1989, Poff & Ward 1990, Poff & Allan 1995).

Para poder afrontar la dificultad de identificar los factores clave que determinan la estructura de las comunidades de peces se han desarrollado modelos que permitan predecir algunas de sus características. Debido a la regulación existente de forma extensiva en los ríos de todo el mundo, estas aproximaciones se centran en modelos que relacionan las comunidades de peces con las variables hidráulicas de los ríos (Lamouroux *et al.* 1999). El objetivo esencial de dichos modelos es el de relacionar los componentes biológicos del sistema fluvial con su régimen de caudales. Estos modelos se denominan modelos de simulación del hábitat y se basan en el análisis de la cantidad y calidad del hábitat físico disponible en el cauce para las especies estudiadas bajo diferentes regímenes de caudales. Así, relacionan los cambios producidos en el caudal o en la estructura del cauce con las variaciones en la disponibilidad del hábitat físico.

El primero de los sistemas de simulación del hábitat físico desarrollados fue el PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*, Milhous *et al.* 1981, 1984, 1989), el cuál ha sido desde entonces el más ampliamente utilizado, siendo empleado y contrastado en un gran número de países. Por este motivo, será el sistema de simulación aplicado para evaluar la disponibilidad de hábitat en la presente tesis.

El PHABSIM es un programa informático que integra un modelo de simulación de la hidrodinámica fluvial con un modelo biológico que define los requerimientos de hábitat de las especies y sus distintas etapas de desarrollo. De la conjunción de ambos modelos se obtienen las curvas de Hábitat Potencial Útil (HPU) frente al caudal circulante, de modo que para cada caudal circulante se determina la disponibilidad de hábitat utilizable por las distintas especies y clases de edad estudiadas.

La relación existente entre el HPU y la abundancia de truchas permite estimar la capacidad de carga a lo largo de los ecosistemas fluviales (Orth 1987). De esta forma, la capacidad de carga se podría definir como la máxima densidad o biomasa de una especie y/o clase de edad que puede ser soportada por un determinado tramo de río para un valor dado de HPU (Capra *et al.* 2003).

Por otro lado, conviene puntualizar que el PHABSIM es una de las herramientas claves utilizadas por la metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) desarrollada por el Instream Flow Group (United States Fish and Wildlife Service), basada en la filosofía incrementalista. No obstante, a menudo ha existido una confusión entre la metodología, las herramientas empleadas y los pasos seguidos para cuantificar

los cambios producidos en el entorno fluvial. El método incrementalista se define como el proceso de desarrollo de una política de caudales circulantes que incorpora múltiples o variables reglas, con el objetivo de establecer, mediante negociación, un rango de caudales necesarios o unas directrices para cumplir con las necesidades de un ecosistema acuático, teniendo en cuenta unas limitaciones del suministro de agua o de otro tipo (Stalnaker *et al.* 1995, en Martínez-Capel 2000). Sin embargo, el PHABSIM es el programa utilizado para realizar la simulación física del hábitat, que se enmarca en la etapa tercera, de implementación del estudio, de las cinco que componen la metodología IFIM.

Se puede comprobar entonces, que la finalidad de las simulaciones del hábitat en el presente trabajo difiere de las aplicaciones habituales de la metodología IFIM. Ello se debe a que el PHABSIM se utiliza principalmente como una herramienta que facilita la toma de decisiones para el establecimiento de caudales ambientales en función de las curvas de HPU por caudal, calculadas para las distintas especies estudiadas. En la presente tesis, se utilizan las simulaciones del hábitat para conocer la relación entre el hábitat disponible y el régimen hidrológico actual, y poder valorar así el máximo número de individuos que podría mantener el río de forma sostenible con unas determinadas condiciones de caudal.

Los principios básicos que rigen la simulación del hábitat físico con el PHABSIM son que cada especie exhibe preferencias de hábitat definidas dentro del rango de las condiciones del hábitat que puede tolerar, y que el área de río que puede proveer dichas condiciones puede ser cuantificado como una función de la estructura del cauce y del caudal circulante.

En los modelos de simulación del hábitat físico, los requerimientos de hábitat de la especie en una etapa de desarrollo, se introducen en forma de curvas de requerimiento o de idoneidad de hábitat (*Habitat Suitability Curves*), las cuáles modelizan los rasgos característicos de comportamiento en la selección de hábitat de una especie. Existe un elevado número de variables físicas, hidráulicas o estructurales, que pueden ser utilizadas para definir la idoneidad del hábitat (Bovee *et al.* 1998). Sin embargo, existen cuatro variables que se consideran las más relevantes a la hora de definir la selección de hábitat por los peces, la profundidad y velocidad de la corriente, el sustrato y el refugio. Las curvas idoneidad de hábitat se elaboran generalmente a partir de los datos obtenidos en estudios a escala de microhábitat (a una escala inferior a 1 ó 2 m<sup>2</sup> de superficie).

Hay que tener en cuenta que los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat son muy sensibles a las curvas de idoneidad de hábitat utilizadas. Así, el uso de curvas que no caractericen fielmente los requerimientos de hábitat de las especies analizadas puede producir errores muy significativos en los resultados obtenidos (Bozek & Rahel 1992, Thomas & Bovee 1993, Glozier *et al.* 1997). Por este motivo, la validez de las simulaciones del hábitat físico realizadas y, por tanto, del hábitat disponible así

calculado va a depender en gran medida del grado de realismo y precisión de estas curvas de requerimiento de hábitat.

Debido a lo anterior, resulta de gran importancia la elaboración de curvas de requerimiento de hábitat adecuadas y adaptadas a la finalidad del estudio, ya que el uso del microhábitat por parte de los salmónidos puede variar estacionalmente (Bain *et al.* 1982, Mäki-Petäys *et al.* 1997, Bremset 2000), entre el día y la noche (Harris *et al.* 1992, Shuler *et al.* 1994, Roussel & Bardonnnet 1997, Bremset 2000), en función de los cambios en el caudal circulante (Fausch 1984, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994) y según la actividad que esté realizando el pez (alimentación, descanso, refugio) (Roussel & Bardonnnet 1995, Roussel *et al.* 1999). Por tanto, para poder estimar la capacidad de carga local, las curvas de requerimiento de hábitat deben reflejar el uso o la preferencia de hábitat de las truchas en la época del año más limitante, es decir, la de menor hábitat disponible, que corresponde al periodo de bajos caudales estivales.

Estudios previos muestran que el uso del hábitat depende de la etapa de desarrollo (Schlosser 1985, Heggenes 1988, Sempeski & Gaudin 1995, Greenberg *et al.* 1996) y está afectado por la disponibilidad del medio (DeGraaf & Bain 1986, Heggenes *et al.* 1991, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994). También se ha demostrado que es más adecuado el uso de curvas específicas del lugar de estudio (curvas locales) al de curvas genéricas (Moyle & Baltz 1985, Heggenes & Saltveit 1990, Greenberg *et al.* 1996, Bovee *et al.* 1998, Vismara *et al.* 2001).

Por otro lado, se debe tener en cuenta que la selección de hábitat es un comportamiento complejo sujeto a la influencia de numerosos factores tanto bióticos como abióticos, que a menudo se encuentran interrelacionados. Así, aunque la selección de un territorio adecuado depende en gran medida de características físicas del hábitat, tales como la velocidad de la corriente, la profundidad, el sustrato y el refugio disponible, está regulada también por la competencia intraespecífica, ya que el uso del hábitat puede variar en función de la densidad poblacional (Bohlin 1977, 1978, Elliott 1986, Bult *et al.* 1999, Rosenfeld *et al.* 2005).

De hecho, la capacidad de carga final del medio se encuentra determinada no sólo por la abundancia y distribución de los recursos disponibles sino también por la competencia que se establece entre los individuos por ellos (López-Sepulcre & Kokko 2005). La competencia intraespecífica que se produce se puede entender de dos formas diferentes y complementarias. La distribución de las truchas se explicaría por la segregación espacial debida a la competencia entre clases de edad por el uso del hábitat y por la competencia existente entre los individuos de la misma clase de edad por adquirir los territorios de mayor calidad (Bohlin 1977, Bult *et al.* 1999).

Así, en los salmónidos, el nexo entre las fluctuaciones de las poblaciones y la capacidad de carga puede explicarse por una mortalidad y emigración dependientes de la densidad relacionada con el comportamiento territorial de los individuos. En las poblaciones con elevadas densidades, la competencia por los recursos será muy intensa, por lo que la adquisición de territorios de alimentación resulta crucial para la supervivencia de los individuos. En consecuencia, la competencia por el alimento y el espacio son los factores que tradicionalmente se han considerado como la causa de las respuestas denso-dependientes que suceden en medios con elevadas densidades (Chapman 1966, Allen 1969).

Grant *et al.* (1998) llevaron a cabo un trabajo de revisión en el que analizaron los datos aportados por una serie de estudios que realizaban manipulaciones o medían la abundancia de alimento, mientras registraban el tamaño de territorio o la abundancia de salmónidos. Los resultados del estudio mostraron que los cambios en la abundancia de alimento afectan a la abundancia de salmónidos, aunque sólo tras pasar por el “filtro” del tamaño de territorio, entendiendo territorio como cualquier área defendida por un individuo (Gerking 1953, 1959). Este hecho indicaría que el tamaño de territorio es el factor principal que limita la abundancia de salmónidos.

En consecuencia, cualquier factor ambiental que reduzca el tamaño de territorio debería incrementar la capacidad de carga del medio. A pesar de que existen factores que muestran una elevada influencia sobre el tamaño de territorio, como son la cantidad de alimento (Hixon 1980, Keeley & Grant 1995, Grant *et al.* 1998, Keeley 2000), la densidad de competidores (McNicol & Noakes 1984, Keeley & McPhail 1998) o la presencia de elementos que proporcionen un aislamiento visual (Kalleberg 1958, Imre *et al.* 2002), el tamaño corporal explica entre el 70 y 97% de su variación (Grant *et al.* 1989, Elliott 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998).

El tamaño de territorio puede proporcionar información sobre los requerimientos espaciales mínimos de los individuos que en última instancia determinan la máxima densidad de las poblaciones (Grant *et al.* 1998). Así, la relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal (Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998) permite extrapolar dicha información a individuos de cualquier tamaño dentro de la población. Sin embargo, a pesar de la importancia de este parámetro existen escasos estudios que proporcionen una relación entre el tamaño corporal y del territorio en la Trucha Común.

El tamaño de territorio al representar el espacio vital mínimo necesario por los distintos individuos de la población, es el elemento que liga el hábitat disponible en el medio, calculado a partir de la relación entre el HPU y el caudal, con la capacidad de carga local.

La capacidad de carga así calculada permite conocer la abundancia potencial que pueden albergar los sistemas fluviales y, por tanto, evaluar el estado de conservación de las poblaciones y analizar los cambios producidos en ellas como consecuencia de alteraciones en el hábitat u otros impactos de origen antrópico (Platts & Nelson 1988, Baran *et al.* 1996, Gibson & Myers 2003). Además, será necesario llevar a cabo un estudio que permita identificar los principales factores de alteración que están incidiendo sobre dichas poblaciones.

Por todo ello, la determinación de la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos es particularmente útil para la gestión, especialmente, de las especies sometidas a explotación por pesca. La Trucha Común es una especie que presenta una gran diversidad morfológica, fisiológica y ecológica que está asociada fundamentalmente con su plasticidad para adoptar diferentes patrones de crecimiento y reproductivos (Almodóvar 1999, Nicola & Almodóvar 2002). Sin embargo, esta variabilidad intraespecífica está seriamente amenazada en España debido a la destrucción del hábitat producida por actividades humanas que causan alteraciones en el régimen natural de los caudales del río (presas, embalses, extracciones de agua y deforestación) (Elvira *et al.* 1998a, b, Almodóvar & Nicola 1999, Almodóvar *et al.* 2002), a la contaminación creciente que sufren los ecosistemas fluviales y a la introducción de peces exóticos (Elvira 1996, Elvira & Almodóvar 2001).

Por este motivo, en la actualidad existe una creciente necesidad de establecer planes de gestión de las poblaciones de Trucha Común tanto más tratándose de una especie autóctona con un interés especial por su protección y conservación, y cuyas poblaciones constituyen además un recurso económico y social muy importante (Almodóvar *et al.* 2000, 2001).

La determinación de la capacidad de carga de los ríos y los factores ambientales que influyen en ella, podría ser una herramienta muy útil a la hora de establecer programas de gestión para esta especie, ya que permite detectar las posibles alteraciones y, de este modo, poder actuar a tiempo con medidas de conservación en las poblaciones afectadas. Por tanto, se pueden priorizar las áreas de actuación en función del estado de conservación de las poblaciones y de los impactos que están incidiendo en ellas. Además, la estima de la capacidad de carga puede ser utilizada para comparar la calidad del hábitat (Hayes *et al.* 1996) entre distintos tramos de ríos y evaluar las fuentes de degradación, lo que permite establecer medidas de mitigación, rehabilitación o restauración del hábitat que puedan ser incluidas en los planes de gestión.

## 1.2. Objetivos

El objetivo fundamental del presente trabajo es el de estimar la capacidad de carga de los sistemas fluviales para la Trucha Común, y así poder evaluar el estado de conservación de sus poblaciones. Para ello, se pretende desarrollar un método basado en la integración de diversos modelos biológicos. Esto se llevará a cabo mediante la aplicación práctica de la metodología en los principales ríos trucheros de la Comunidad Foral de Navarra pertenecientes a la cuenca del Ebro.

El presente estudio es pionero en España y se ha podido abordar al existir una amplia base de datos ambientales (Gobierno de Navarra, Confederación Hidrográfica del Ebro) y trabajos ecológicos previos (Almodóvar *et al.* 2006) que permiten disponer de series temporales largas de los parámetros demográficos de la Trucha Común en la zona de estudio.

Para cumplir el objetivo global del estudio se han definido una serie de objetivos específicos:

1) Estudio del patrón de selección del hábitat en la Trucha Común. Elaboración de las curvas de requerimiento de hábitat para las variables profundidad, velocidad de corriente e índice de cauce (sustrato y refugio). Se examinará si el patrón de selección del hábitat varía con las etapas de desarrollo, la disponibilidad del medio y las interacciones entre las variables analizadas.

2) Obtención de las curvas que relacionan el Hábitat Potencial Útil (HPU) con el caudal circulante para las distintas clases de edad, mediante simulaciones del hábitat físico llevadas a cabo con el programa PHABSIM.

3) Análisis de la relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para la Trucha Común.

4) Determinación de la capacidad de carga total y por clases de edad en las localidades de muestreo a partir de los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat físico y la modelización del tamaño de territorio. Comparación de los resultados obtenidos con las densidades descritas en Almodóvar *et al.* (2006) para evaluar el estado de conservación de las poblaciones.

5) Análisis de los impactos detectados en los ríos y del grado de incidencia sobre el estado de conservación de la Trucha Común. Se realizará un estudio comparado de los resultados de capacidad de carga obtenidos en las localidades estudiadas, que servirá para definir las diferentes áreas existentes en relación con la densidad potencial de truchas y el estado de conservación de las poblaciones. Se analizarán los factores de alteración (usos agrícolas, ganaderos, urbanos e industriales, infraestructuras hidráulicas y sobrepesca) y los impactos negativos presentes en cada tramo (alteración del régimen de caudales, contaminación del agua, degradación del hábitat fluvial y ribereño) para establecer los factores determinantes del estado de conservación poblacional.



“Habitat for fish is a place – or for migratory fishes, a set of places – in which a fish, a fish population or a fish assemblage can find physical and chemical features needed for life, such as suitable water quality, spawning grounds, feeding sites, resting sites and shelter from enemies and adverse weather. Although food, predators and competitors *are not* habitat, proper places in which to seek food, escape predators and contend with competitors *are* part of habitat...”

Orth & White 1993

“Physical habitat is the living space of instream biota”

Maddock 1999

## 2. Selección de hábitat

---

## 2. Selección de hábitat

---

### 2.1. Introducción

Conocer las características del microhábitat que utiliza la Trucha Común *Salmo trutta* es esencial para entender su biología poblacional (Greenberg *et al.* 1996). Dentro del contexto de su gestión, resulta un requisito de gran importancia para evaluar los impactos ocasionados por las actividades humanas en sus poblaciones. Entender y gestionar los impactos humanos ocasionados sobre sus poblaciones requiere, por tanto, una clara comprensión de la relación entre la especie y su entorno. De hecho, tener un conocimiento básico de la estrategia vital y del uso del hábitat resulta esencial para la gestión de las especies acuáticas (Rosenfeld 2003). Así mismo, se debe tener en cuenta los requerimientos de hábitat a la hora de planificar e implementar estrategias de gestión que incluyan medidas de mitigación, rehabilitación o restauración fluvial que produzcan una mejora en la calidad y cantidad de hábitat disponible (Heggenes *et al.* 1996). Además, este conocimiento resulta totalmente necesario a la hora de modelizar el hábitat con sistemas de simulación del hábitat físico, ya que estos integran modelos de simulación de la hidrodinámica fluvial con un modelo biológico de selección de hábitat por parte de las especies de interés.

Los requerimientos de hábitat se pueden considerar como las características abióticas del medio que son necesarias para la persistencia de los individuos o de las poblaciones. Por tanto, se incluyen factores medioambientales que van desde la temperatura o el hábitat físico hasta la productividad del sistema. Estas características del medio necesarias para la persistencia de la especie engloban el rango de los distintos factores ambientales donde los individuos experimentan un crecimiento y reproducción óptimas a bajas densidades (Rosenfeld 2003).

Los modelos de simulación del hábitat se centran normalmente en las características del hábitat físico para definir los requerimientos de las especies modelizadas. Hay que tener también en cuenta que los requerimientos de hábitat físico pueden ser fuertemente modificados por factores bióticos, como la abundancia de alimento, la necesidad de refugio ante la presencia de predadores (Chapman *et al.* 1996), o una tolerancia térmica más estrecha en presencia de competidores (Taniguchi & Nakano 2000).

Para definir los requerimientos de hábitat generalmente se utiliza información proveniente de estudios sobre la selección de hábitat. Como señala Rosenfeld (2003), la selección de hábitat (una ocupación diferencial) se produce cuando un organismo evita un hábitat particular (selección negativa) o utiliza un hábitat determinado en una proporción mayor que su disponibilidad en el medio (selección positiva). La selección de hábitat en el medio natural, por tanto, representa la preferencia de hábitat de una

especie bajo las condiciones bióticas y abióticas predominantes en un determinado río, y puede variar ampliamente entre ríos. Sin embargo, la preferencia de hábitat real en ausencia de depredación y competencia debería ser relativamente constante para unas condiciones fijas y será función de la ecología, fisiología y comportamiento de la especie. Así, esta preferencia real sólo puede ser inferida a través de estudios experimentales bajo condiciones controladas.

En los modelos de simulación del hábitat físico, los requerimientos de la especie en una etapa de desarrollo, se introducen en forma de curvas de requerimiento o de idoneidad de hábitat (*Habitat Suitability Curves*), las cuáles modelizan los rasgos característicos de comportamiento en la selección de hábitat de una especie. Cada curva relaciona los valores de una variable con un Índice de Idoneidad de Hábitat (*Habitat Suitability Index*) que varía entre 0 (no aceptable) y 1 (máxima preferencia). Las colas de la curva recogen todo el rango de condiciones adecuadas, mientras que la parte más alta y estrecha de la curva expresaría el rango óptimo de la variable.

Hay que tener en cuenta que la validez de las simulaciones del hábitat físico realizadas y, por tanto, del hábitat disponible así calculado va a depender en gran medida del grado de realismo y precisión de estas curvas de requerimiento de hábitat. De hecho, la resolución espacial y temporal en la modelización del hábitat está limitada en mayor medida por la selección de hábitat y el comportamiento de los peces que en nuestra habilidad en realizar las mediciones de los parámetros físicos y en la resolución en la modelización hidráulica (Heggenes *et al.* 1996).

Debido a lo anterior, resulta de gran importancia la elaboración de curvas de requerimiento de hábitat adecuadas y adaptadas a la finalidad del estudio, ya que el uso del microhábitat por parte de los salmónidos puede variar estacionalmente (Bain *et al.* 1982, Mäki-Petäys *et al.* 1997, Bremset 2000), entre el día y la noche (Harris *et al.* 1992, Shuler *et al.* 1994, Roussel & Bardonnnet 1997, Bremset 2000), en función de los cambios en el caudal circulante (Fausch 1984, Rincón & Lobón-Cervía 1993, Heggenes 1994) y según la actividad que esté realizando el pez (alimentación, descanso, refugio) (Roussel & Bardonnnet 1995, Roussel *et al.* 1999). El objetivo final del presente trabajo es el de determinar la capacidad de carga para la Trucha Común en los distintos tramos estudiados. Por ello, las curvas de requerimiento de hábitat deben reflejar el uso o la preferencia de hábitat de las truchas en la época del año más limitante, es decir, la de menor hábitat disponible, correspondiendo ésta al periodo de bajos caudales estivales. Así mismo, los datos deben ser tomados durante el día, cuando la Trucha Común muestra una mayor actividad de alimentación en verano, ya que las truchas son muy agresivas y territoriales en tales circunstancias. Así, el hábitat seleccionado corresponderá con el hábitat por el cual los individuos compiten y que limita la capacidad de carga del río (Roussel *et al.* 1999).

Los modelos de requerimiento de hábitat basados en curvas de idoneidad de hábitat se construyen a partir de datos obtenidos en estudios a escala de microhábitat (a una escala inferior a 1 ó 2 m<sup>2</sup> de superficie). Por tanto, estos modelos difieren en la escala de estudio de otros modelos establecidos también a partir de datos observacionales. En contraposición a los modelos basados en la observación directa han aparecido recientemente otros modelos, intrínsecamente mecanicistas (sustentados en mecanismos biológicos explícitos), como son los modelos de microhábitat bioenergéticos. Estos modelos predicen la selección de hábitat de los individuos en función de los costes y beneficios energéticos del uso de diferentes tipos de hábitat (Fausch 1984, Hugues & Dill 1990, Guensch *et al.* 2001, Railsback & Harvey 2002, Railsback *et al.* 2003). Los modelos bioenergéticos tienen la utilidad de integrar tanto los efectos del hábitat físico (a través del coste natatorio) como los de la productividad del sistema (a través del consumo de alimento), por lo que permiten predecir densidades y crecimientos. Sin embargo, estos modelos presentan actualmente incertidumbres relacionadas con la determinación de la eficiencia en el consumo de invertebrados, y de cómo el comportamiento alimenticio y las características hidráulicas de la corriente influyen sobre el coste natatorio (Boisclair 2001). Su principal inconveniente reside, no obstante, en el tiempo y coste necesarios para generar estimas razonables acerca de la abundancia de presas. Así, en la actualidad los modelos de microhábitat basados en curvas de idoneidad siguen siendo los más ampliamente utilizados para definir la selección de hábitat.

La categoría de las curvas de requerimiento de hábitat se refiere al tipo de información que se ha utilizado para desarrollarlas. Las curvas de **categoría I** se basan en la opinión de expertos a partir de su experiencia personal y profesional, o a partir de una negociación.

Las curvas de **categoría II** se basan en el análisis de la distribución de frecuencias de datos de uso para cada variable del hábitat. Se denominan funciones de utilización o de uso del hábitat porque representan las condiciones de los lugares ocupados por los peces cuando fueron observados (Bovee *et al.* 1998.).

Sin embargo, en estas curvas se puede introducir un error a través de un sesgo de disponibilidad del medio. Efectivamente, Manly *et al.* (1993) describieron este sesgo de la siguiente forma: “Incluso cuando un recurso es altamente preferido por una especie, este no será utilizado en gran medida si el recurso es difícil de encontrar. Por el contrario, recursos menos preferidos serán utilizados en una proporción mayor si son los únicos disponibles”. En el contexto del uso de microhábitat, este sesgo significa que los individuos serán forzados a utilizar condiciones subóptimas si las condiciones óptimas no están disponibles.

Así, las curvas de **categoría III** están diseñadas para reducir el sesgo asociado a la disponibilidad del medio. También se llaman funciones de preferencia o de selectividad. La selección o preferencia se refiere al uso de los recursos de forma desproporcionada a su disponibilidad, y analíticamente se trata de corregir el uso con la disponibilidad.

De hecho, existen numerosos estudios que demuestran que el uso del hábitat está influido por la disponibilidad (DeGraaf & Bain 1986, Heggenes *et al.* 1991, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994), por lo que en general, se suelen desarrollar curvas de preferencia para este tipo de estudios.

Independientemente de la categoría a la que pertenezcan las curvas, estas se elaboran de forma específica para las distintas clases de edad, ya que la preferencia y uso del hábitat dependen de la etapa de desarrollo de los peces (Schlosser 1985, Heggenes 1988, Sempeski & Gaudin 1995, Greenberg *et al.* 1996).

Existen curvas de idoneidad de hábitat genéricas o globales para distintas variables y para una gran variedad de especies, aunque múltiples estudios han cuestionado y criticado la validez de dichas curvas. Se ha demostrado que es más adecuado el uso de curvas específicas del lugar de estudio (curvas locales) al de curvas genéricas (Moyle & Baltz 1985, Heggenes & Saltveit 1990, Greenberg *et al.* 1996, Bovee *et al.* 1998, Vismara *et al.* 2001).

Las curvas de requerimiento de hábitat de las especies y sus estadios de desarrollo, representan el grado en que un tipo hábitat es adecuado para su supervivencia y, por tanto, la calidad de dichas curvas en cuanto a realismo y precisión determinará el éxito en la modelización del hábitat. De aquí surge la necesidad de elaborar curvas específicas del lugar de estudio, lo cuál a veces no resulta posible. Así, es común el uso de curvas de idoneidad de hábitat desarrolladas en otros sistemas fluviales. Sin embargo, este procedimiento resulta incorrecto si previamente no se verifica que la transferibilidad es adecuada. Aunque existen diversos métodos para evaluar la transferencia de curvas de requerimiento de hábitat, el método empleado por Thomas & Bovee (1993) es el más utilizado para este fin.

Por otro lado, existe la disyuntiva entre el uso de curvas univariadas o multivariadas. Las primeras consideran las variables como independientes entre sí, mientras que las segundas surgieron con el fin de resolver el problema de la dependencia entre variables y de la forma de combinarlas. Aunque las primeras son las más ampliamente utilizadas, diversos autores (Orth & Maughan 1982, Morhardt 1986, Lambert & Hanson 1989) sugieren que considerar las diferentes variables como independientes puede llevar a una mala interpretación de los resultados, debido al sesgo producido por ignorar posibles interacciones entre ellas. La gran desventaja de las curvas multivariadas es su mayor dificultad para introducirlas en un modelo de simulación del hábitat físico, por lo cual estas curvas se han utilizado principalmente en

trabajos de investigación y no en aplicaciones normales de la metodología IFIM (Bovee *et al.* 1998). Debido a ello, en el presente trabajo se han elaborado curvas de requerimiento de hábitat univariadas.

La selección de hábitat es un comportamiento complejo sujeto a la influencia de numerosos factores tanto bióticos como abióticos que a menudo se encuentran interrelacionados. La elección de la posición dentro del cauce en los salmónidos se basa principalmente en las habilidades competitivas de los individuos y, en especial, de la rentabilidad de la propia posición en términos de la ganancia potencial de energía neta y el riesgo de depredación, siendo la consecuencia de un compromiso entre ambos factores (Smith & Li 1983, Bachman 1984, Fausch 1984, Metcalfe *et al.* 1987, Hugues & Dill 1990, Hugues 1992a, 1992b, Heggenes *et al.* 1993, Hart 1993, Rincón & Lobón-Cervía 1993, Grand 1997, Grand & Dill 1997). En el caso de los salmónidos, la ganancia de energía neta es el resultado de un balance entre la disponibilidad de alimento y los costes energéticos de la natación, tanto en la búsqueda de alimento, como para mantener la posición, o en la defensa del territorio (Fausch 1984, McNicol & Noakes 1984, Grant & Noakes 1988, Hugues & Dill 1990, Rincón & Lobón-Cervía 1993). El riesgo está asociado con la depredación y a condiciones desfavorables del medio que pueden influir en la selección del hábitat por parte del pez (Huntingford *et al.* 1988, Heggenes *et al.* 1993).

De ello se deriva, que la selección de las posiciones dentro del cauce va a estar fuertemente determinada por las características del hábitat físico en términos de refugio disponible, la topografía del fondo del cauce o las características de la corriente del río (Fausch 1984, Hugues & Dill 1990, Hugues 1992a, 1992b, Grand 1997, Grand & Dill 1997). Así, la profundidad, velocidad de la corriente, sustrato y refugio se consideran las variables más determinantes en la selección del microhábitat para las truchas. El refugio parece tener una gran influencia en la selección del microhábitat, existiendo diversos trabajos (Cunjak & Power 1986, Power 1987, Eklov & Greenberg 1998) que indican que la presencia de zonas de refugio incrementa la abundancia de salmónidos. Sin embargo, existen pocos estudios que incorporen dicha variable en las simulaciones del hábitat físico. A parte de la profundidad y velocidad de la corriente, la composición del sustrato es la otra variable que se suele incluir en tales estudios, debido a su importancia para el reclutamiento o como elemento de refugio. No obstante, algunos autores (Statzner *et al.* 1988, Borchardt 1993, Lancaster & Hildrew 1993) consideran que la granulometría del sustrato no es suficiente para cuantificar el refugio y las condiciones locales del fondo. Por tanto, parece necesaria la inclusión del refugio en los modelos de selección de hábitat, hecho por el cuál en el presente trabajo se desarrollaron curvas de preferencia para una variable que refleja las características estructurales del cauce, e integra tanto la composición del sustrato como el tipo y abundancia del refugio existente. Dicha variable se denominó índice de cauce.

Por tanto, y a pesar de que se podrían incorporar al estudio otras variables como la temperatura o calidad del agua, se ha decidido trabajar con las variables anteriormente citadas (profundidad, velocidad, sustrato, y refugio) pues se consideran las más importantes a la hora de definir la selección de hábitat por parte de la Trucha Común.

Sin embargo, aunque la selección de una posición adecuada va a depender en gran medida de las características físicas del hábitat, está también regulada por las interacciones sociales, ya que el uso del hábitat puede variar en función de la densidad poblacional (Bohlin 1977, 1978, Elliott 1986, Bult *et al.* 1999, Rosenfeld *et al.* 2005).

En resumen, la tendencia actual en los estudios de requerimiento de hábitat es la de desarrollar curvas de preferencia univariadas locales, específicas del lugar de estudio, y para las distintas etapas de desarrollo de la especie. Así, en este capítulo se pretende evaluar tales asunciones, y elaborar las curvas de requerimiento de hábitat más adecuadas para la zona de estudio. Por tanto, los objetivos específicos son:

- 1) Realizar un estudio descriptivo de las características del hábitat fluvial para explorar su variabilidad espacial en el área de estudio.
- 2) Evaluar si existen diferencias significativas en el uso del hábitat entre las distintas etapas de desarrollo de la Trucha Común.
- 3) Analizar si existe selección del hábitat para las distintas clases de edad de la Trucha Común, lo cuál determinará la necesidad de elaborar curvas de uso o de preferencia.
- 4) Examinar la posibilidad de construir curvas de requerimiento de hábitat generales, o si por el contrario, resulta necesario construir curvas locales.

## **2.2. Material y métodos**

### **2.2.1 Área de estudio.**

La zona de estudio engloba todos los ríos de la cuenca del Ebro de Navarra que albergan poblaciones de Trucha Común. Dentro del área de estudio se han analizado 37 localidades de muestreo repartidas por las subcuencas de los ríos Aragón, Arga y Ega (Figura 2.2.1.1). Los ríos seleccionados para llevar a cabo el estudio son los siguientes:

Subcuenca del Aragón (19 localidades):

- Río Eska: 3 localidades
- Río Belagua: 1 localidad
- Río Uztárroz: 1 localidad
- Río Salazar: 3 localidades
- Río Zatoia: 1 localidad
- Río Areta: 1 localidad
- Río Irati: 2 localidades
- Río Legartza: 1 localidad
- Río Arrañosín: 1 localidad
- Río Urrobi: 2 localidades
- Río Sorogain: 1 localidad
- Río Erro: 2 localidades

Subcuenca del Arga (13 localidades):

- Río Arga: 3 localidades
- Río Mediano: 1 localidad
- Río Ultzama: 3 localidades
- Río Larraun: 2 localidades
- Río Basaburua: 1 localidad
- Río Orokieta: 1 localidad
- Río Lizarrusti: 1 localidad
- Río Ubagua: 1 localidad

Subcuenca del Ega (5 localidades):

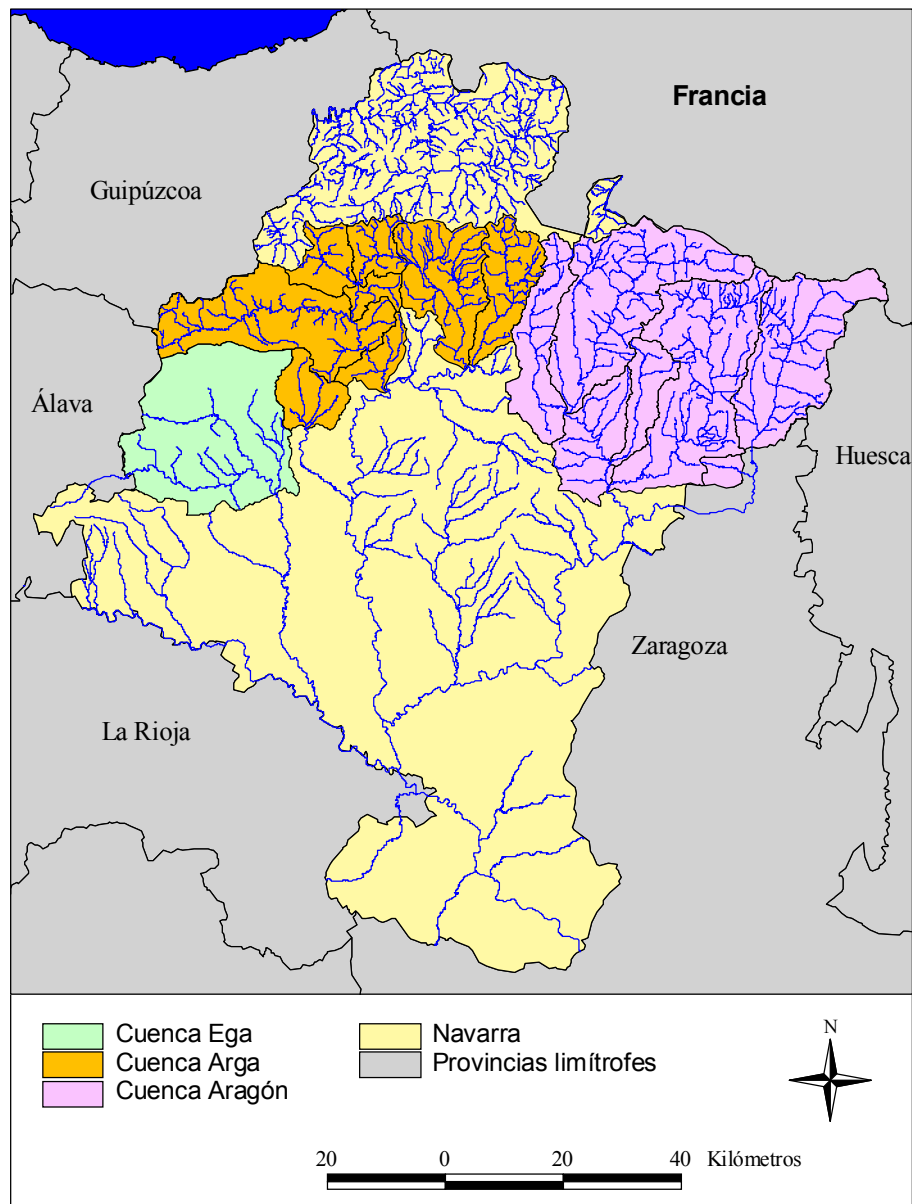
- Río Ega: 2 localidades
- Río Urederra: 3 localidades

La Comunidad Foral de Navarra tiene establecida la división de su red fluvial en tramos de río de características geomorfológicas homogéneas. Cada tramo puede tener una longitud variable, en general de varios kilómetros. Durante el verano de 2003 se realizó una prospección completa del área de estudio para determinar el porcentaje de representatividad de los diferentes mesohábitats presentes en los distintos tramos.



Con la información obtenida en el campo se realizó una definición de distintos tramos en los ríos según los criterios geomorfológicos definidos por Amoros & Petts (1993). En base a esta información y al análisis de la documentación previa, se seleccionaron los tramos de río incluidos en el presente estudio, con la finalidad de cubrir el mayor espectro de las condiciones ecológicas existentes en el área de estudio.

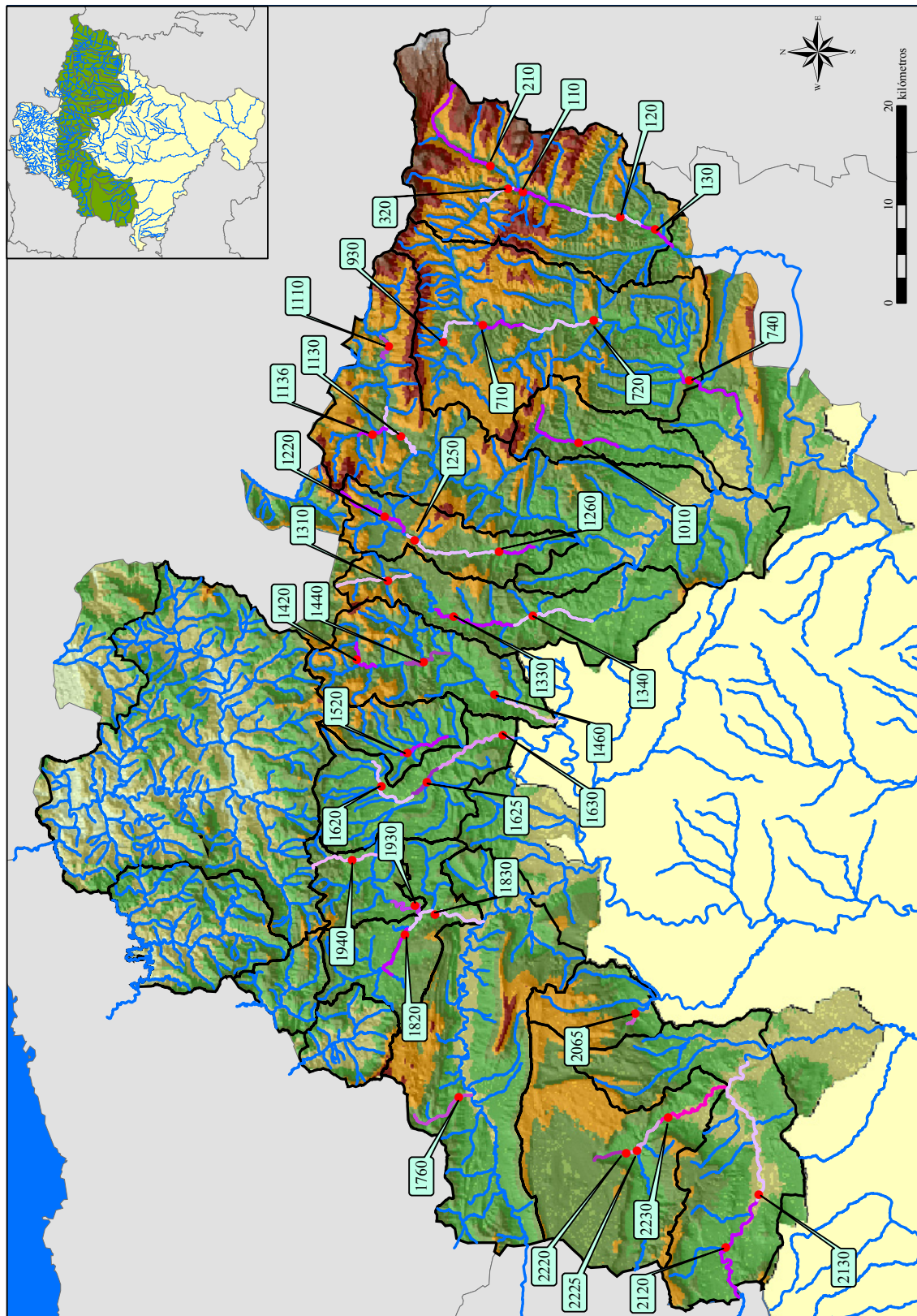
Así mismo, se llevó a cabo una selección de las localidades de muestreo del hábitat fluvial mediante una prospección morfodinámica de los tramos seleccionados anteriormente, teniendo en cuenta los seis grupos de unidades morfodinámicas del cauce (CMUs) desarrolladas por Delacoste *et al.* (1995). Así, en cada tramo se estableció una localidad de muestreo, de una longitud variable, entre 100 y 200 metros. Por tanto, cada localidad de muestreo (Tabla 2.2.1.1) se considera representativa de un tramo definido de río (Figura 2.2.1.2).



**Figura 2.2.1.1.** Cuencas analizadas en el presente estudio.

**Tabla 2.2.1.1.** Localidades estudiadas en la presente tesis. Se indica el río y la cuenca a la que pertenece, el código, nombre de la localidad y coordenadas UTM.

Río	Subcuenca	Cuenca	Código	Localidad	UTM X	UTM Y
Eska	Aragón	Ebro	0110	Isaba	669131	4746990
Eska	Aragón	Ebro	0120	Roncal	666611	4737110
Eska	Aragón	Ebro	0130	Burgui	665384	4733549
Belagua	Aragón	Ebro	0210	Belagua	671830	4750287
Uztárroz	Aragón	Ebro	0320	Uztárroz	669461	4748529
Salazar	Aragón	Ebro	0710	Eskaroz	655646	4751070
Salazar	Aragón	Ebro	0720	Güesa	656136	4739799
Salazar	Aragón	Ebro	0740	Aspurz	650031	4730080
Zatoia	Aragón	Ebro	0930	Ochagavía	653860	4755087
Areta	Aragón	Ebro	1010	Ongoz	643602	4741330
Irati	Aragón	Ebro	1110	Virgen de las Nieves	653450	4760649
Irati	Aragón	Ebro	1130	Orbaitzeta	644320	4759440
Legartza	Aragón	Ebro	1136	Fábrica de Orbaitzeta	644445	4762323
Arrañosín	Aragón	Ebro	1220	Burguete	636158	4761043
Urrobi	Aragón	Ebro	1250	Espinal	633720	4758020
Urrobi	Aragón	Ebro	1260	Uriz	632583	4749396
Sorogain	Aragón	Ebro	1310	Sorogain	629636	4760732
Erro	Aragón	Ebro	1330	Erro	625951	4754060
Erro	Aragón	Ebro	1340	Zunzarren	626101	4745990
Arga	Arga	Ebro	1420	Quinto Real	621590	4763902
Arga	Arga	Ebro	1440	Urtasun	621320	4757120
Arga	Arga	Ebro	1460	Idoi	618011	4749877
Mediano	Arga	Ebro	1520	Olagüe	612117	4758758
Ultzama	Arga	Ebro	1620	Iraizotz	608730	4761421
Ultzama	Arga	Ebro	1625	Latasa	609167	4756770
Ultzama	Arga	Ebro	1630	Olave	613973	4749060
Lizarrusti	Arga	Ebro	1760	Lizarragabengoa	577120	4753550
Larraun	Arga	Ebro	1820	Mugiro	593640	4758980
Larraun	Arga	Ebro	1830	Latasa	595726	4755961
Basaburua	Arga	Ebro	1930	Udabe	596584	4757983
Orokieta	Arga	Ebro	1940	Orokieta	601233	4764380
Ubagua	Arga	Ebro	2065	Riezu	585600	4735591
Ega	Ega	Ebro	2120	Zúñiga	561825	4726337
Ega	Ega	Ebro	2130	Legaria	567232	4722978
Urederra	Ega	Ebro	2220	Zudaire	571435	4736471
Urederra	Ega	Ebro	2225	Artaza	571680	4735379
Urederra	Ega	Ebro	2230	Artavia	575023	4732235



**Figura 2.2.1.2.** Situación de las localidades de muestro seleccionadas y los tramos de río a los que representan.

A continuación se exponen las características medioambientales de los sistemas fluviales estudiados.

## **Cuenca del Aragón**

### **Río Eska**

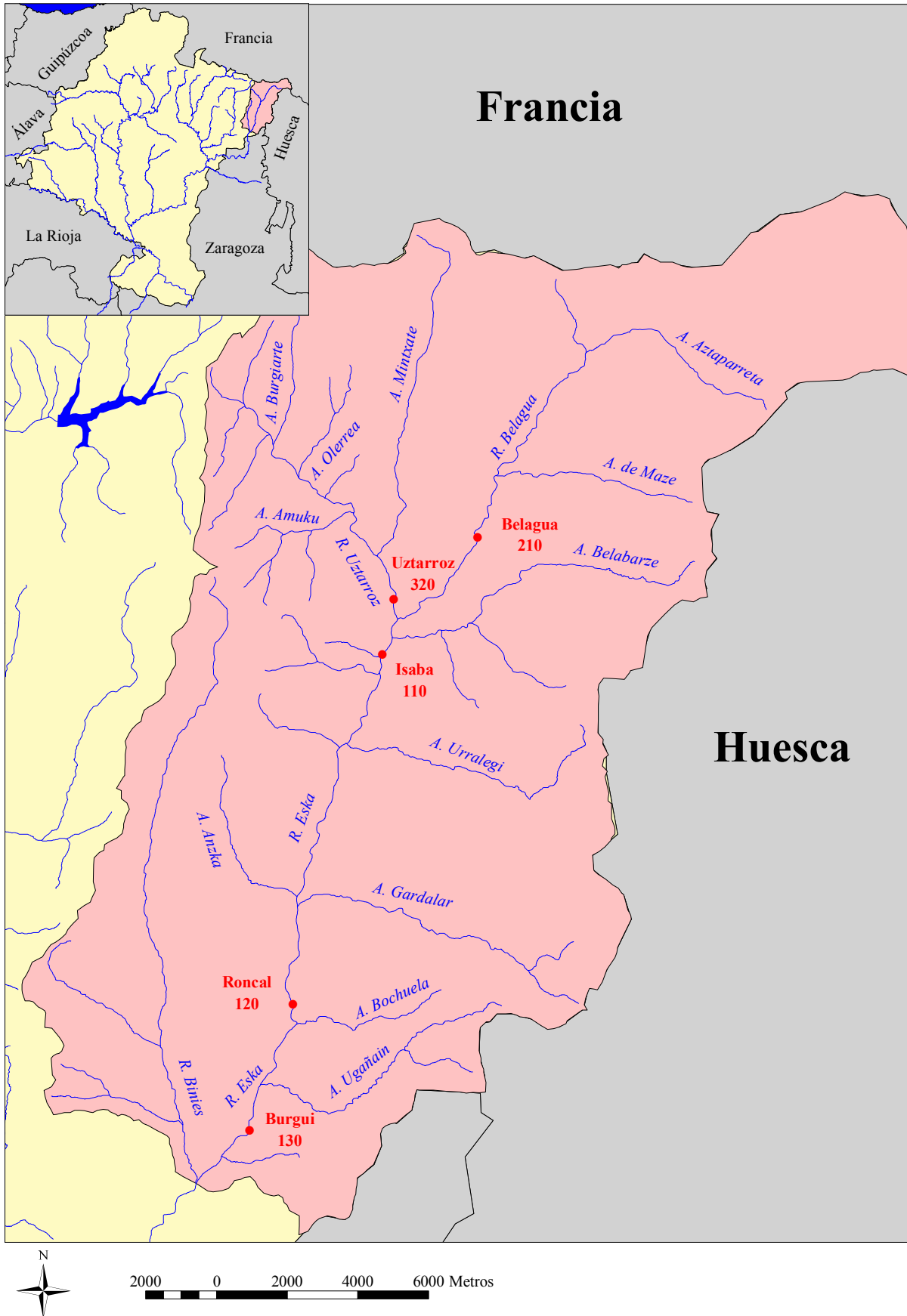
El río Eska drena la parte oriental del Pirineo navarro. Nace cerca de Isaba, donde confluyen los ríos Uztárroz y Belagua (Figura 2.2.1.3). Desemboca en el río Aragón en la cola del embalse de Yesa. El río recorre la zona más alta de Navarra, con varias cumbres por encima de 2000 metros de altitud en su cuenca de recepción. Además, una importante fracción de las precipitaciones se produce en forma de nieve, por ello presenta el régimen más nival de cuantos componen la red fluvial de la Comunidad Foral de Navarra.

En lo referente a la geología y litología de la cuenca del Eska, cabe reseñar que se trata en su práctica totalidad de rocas sedimentarias, principalmente del Terciario y del Cretácico Superior. Las formaciones más abundantes son las de areniscas y lutitas del Terciario Marino–Eoceno representando más de un 60% de la superficie total de la cuenca. Le siguen en importancia las formaciones de margas, calizas y areniscas del Cretácico Superior. Así, en las subcuencas de los ríos Uztárroz y Belagua predominan las formaciones de areniscas y lutitas del Terciario Marino–Eoceno (90% de la superficie de la subcuenca) y de calizas y margas del Cretácico superior.

### **Río Salazar**

El Salazar es uno de los ríos pirenaicos más importantes de Navarra y el principal afluente del río Irati. Su cuenca de drenaje incluye la vertiente sur de las sierras de Abodi y Berrendi hasta Larrau y Lazar. En la cabecera se forman dos ramales, Anduña y Zatoia, que se generan en la zona de Larrau-Lazar y Berrendi-Remendia, respectivamente. El Salazar desemboca en el río Irati a la altura de Lumbier. Sus características climáticas son muy diversas. En la parte alta de la cuenca hay zonas con elevadas precipitaciones, netamente superiores a 1500 mm anuales, mientras que en la zona baja se encuentran en torno a 800 mm al año. La zona de estudio abarca toda la cuenca hasta la localidad de Aspurz (Figura 2.2.1.4).

La mayor parte de la cuenca del Salazar está formada por materiales sedimentarios del Terciario Marino-Eoceno, principalmente areniscas y lutitas (75% de la superficie de la cuenca en estudio), aunque el río discurre en gran parte sobre materiales aluviales del Cuaternario. El río Zatoia, atraviesa margas, calizas y areniscas del Triásico y del Cretácico Superior, y materiales más modernos, areniscas, lutitas y brechas carbonatadas del Terciario Marino-Eoceno.



**Figura 2.2.1.3.** Red fluvial de la cuenca del río Ebro.

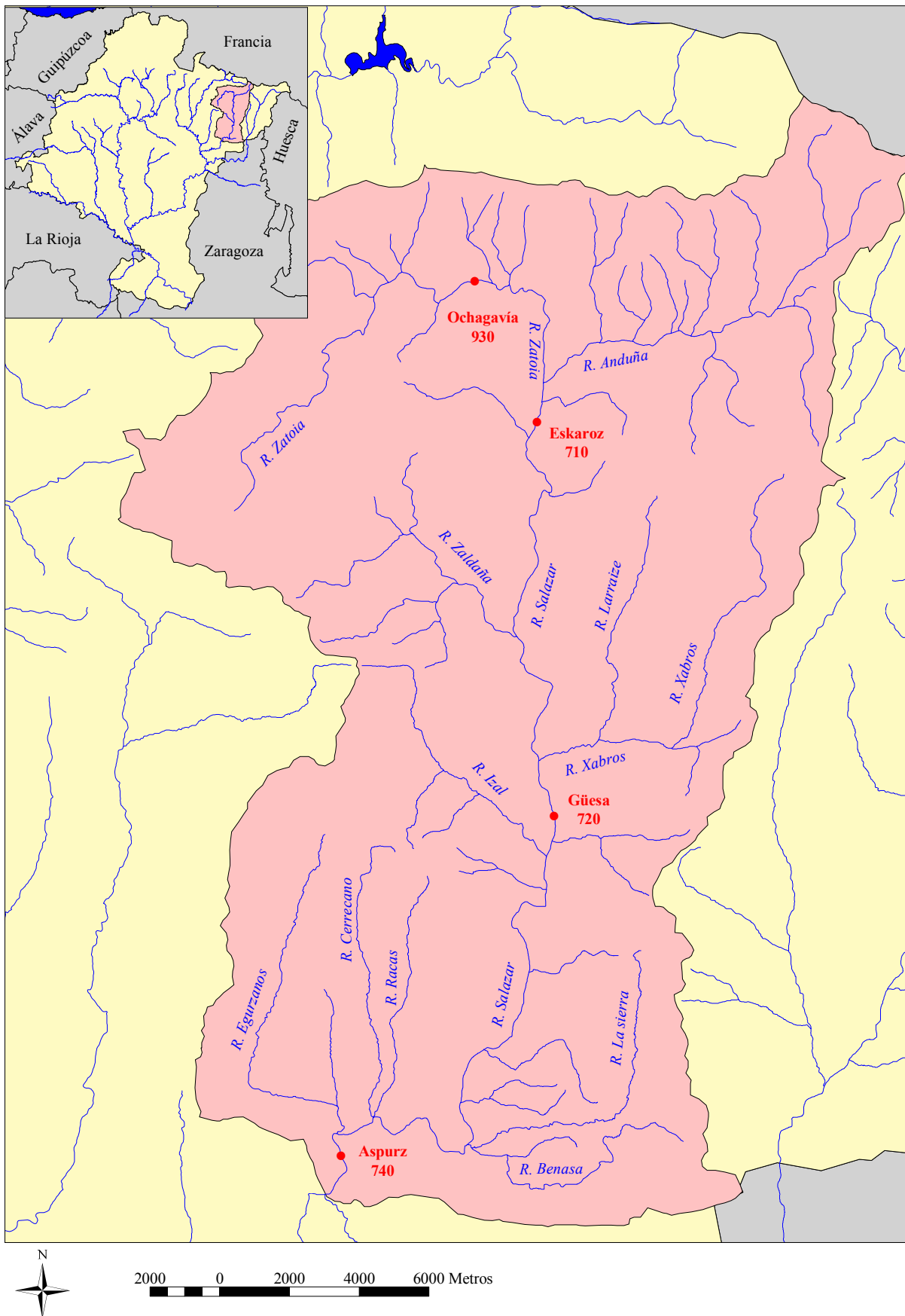
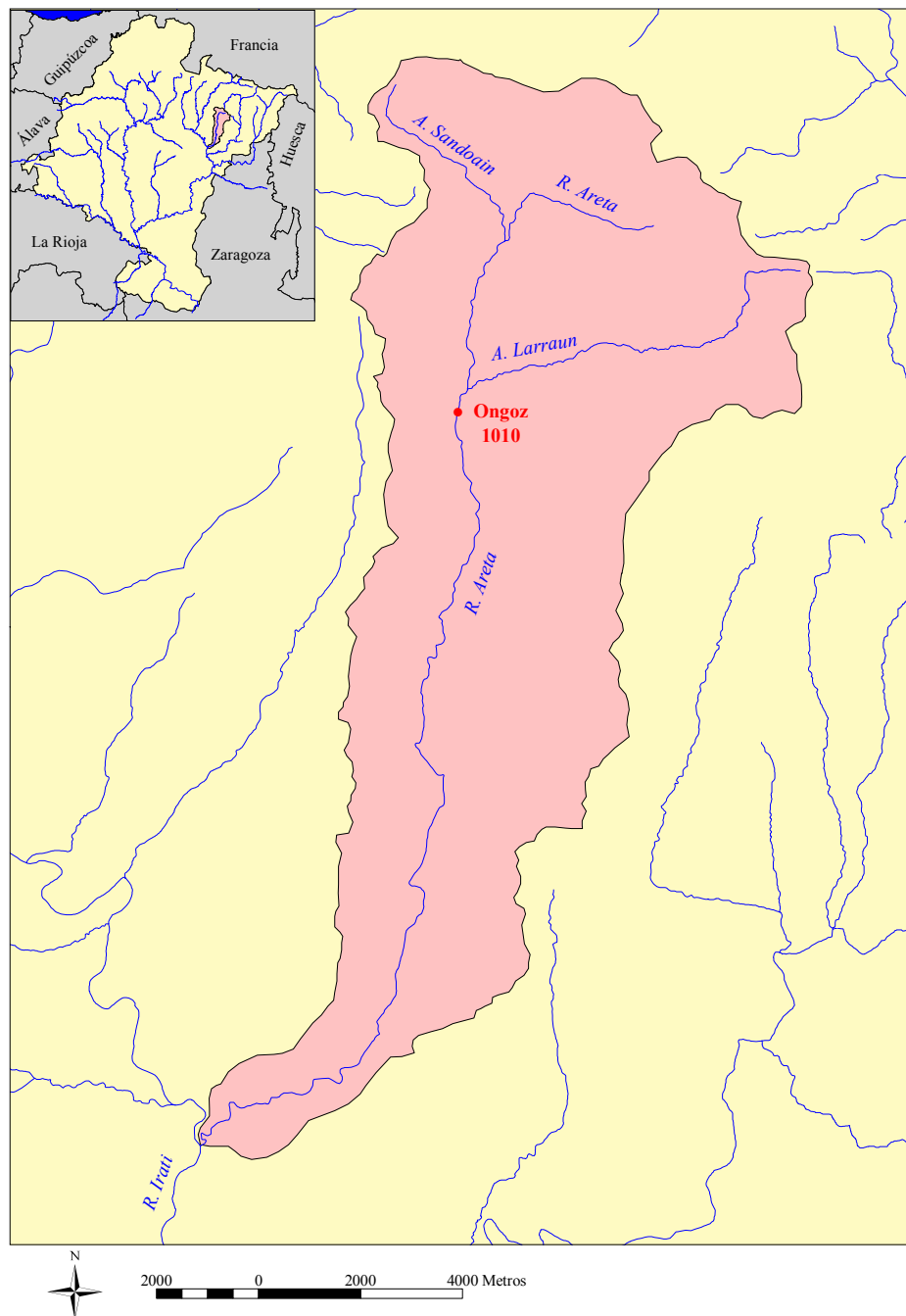


Figura 2.2.1.4. Red fluvial de la cuenca del río Salazar.

## Río Areta

El río Areta es un afluente del río Irati por su margen izquierda, confluyendo con éste a la altura de Rípodas. El río Areta nace a altitudes superiores a 1000 metros y circula a lo largo del valle de Urraul Alto, descendiendo a cotas inferiores a 450 metros en su confluencia con el río Iratí (Figura 2.2.1.5). En lo relacionado con la geología y litología de la cuenca, cabe reseñar que casi el 75% de su superficie está constituida por areniscas y lutitas del Terciario Marino-Eoceno. Sin embargo, salvo en la cabecera donde el río circula sobre estos materiales, desde la confluencia con el arroyo Larraun, el río transita sobre una franja de material aluvial del Cuaternario.



**Figura 2.2.1.5.** Red fluvial de la cuenca del río Areta.



## **Río Irati**

El río Irati es el principal afluente de la cuenca del Aragón en Navarra. Su cuenca drena buena parte del Pirineo Navarro, por lo que se trata de un río muy caudaloso al ubicarse en un área que recibe abundantes precipitaciones. El río nace en la Selva de Irati, a partir de la confluencia de los arroyos Urtxuria y Urbeltza. A pocos cientos de metros de su nacimiento forma el embalse de Irabia. En este primer tramo sigue un eje Este-Oeste, hasta que en Orbaitzeta gira 90° en dirección hacia Aoiz. En las inmediaciones de Aós vuelve a girar en dirección NNW-SSE, encaminándose a Lumbier por el valle de Lónguida. Recibe entonces a su principal afluente, el río Salazar, y se encañona en la foz de Lumbier, dirigiéndose hacia Sangüesa, donde desemboca en el Aragón. En una cuenca tan extensa las condiciones bioclimáticas existentes son muy diversas. En la zona alta se halla la cota 2000 más occidental del Pirineo (el Ori), con precipitaciones que se acercan a 2000 mm anuales. Sin embargo, en la zona de Liédena y Sangüesa, cerca de la desembocadura, apenas llega a 800 mm anuales. La zona de estudio abarca la cuenca comprendida desde el nacimiento del río hasta el embalse de Itoiz (Figura 2.2.1.6).

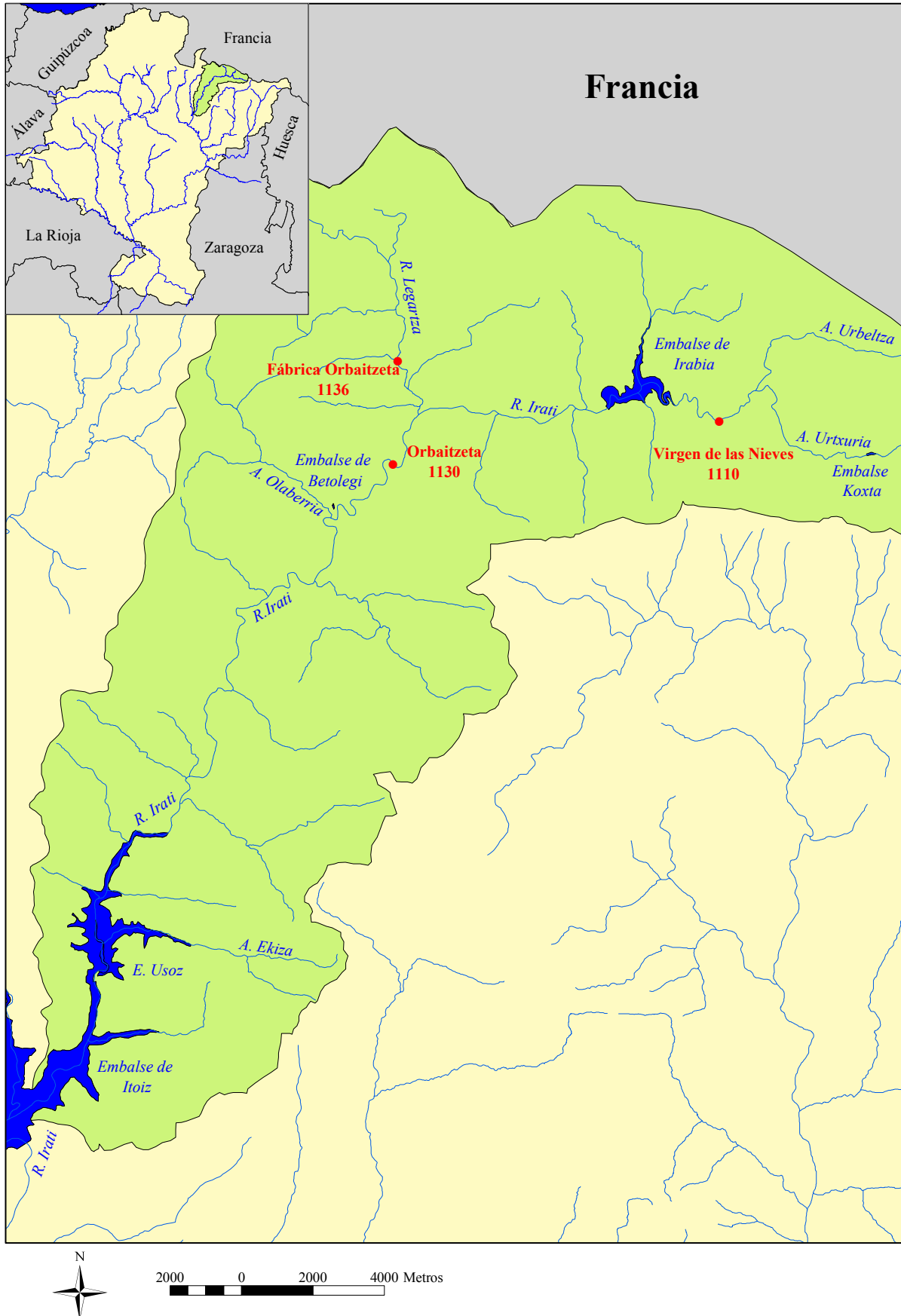
La cabecera del río está formada por materiales sedimentarios del Terciario Marino-Eoceno, areniscas, lutitas, calizas, calcarenitas, dolomías y margas. A partir de la confluencia del río Legartza hasta la localidad de Oroz-Betelu, el río Irati discurre sobre margas del Cretácico Superior. A partir de este punto y hasta el embalse de Itoiz su curso transcurre sucesivamente sobre margas del Cretácico Superior, calizas, calcarenitas, dolomías y margas del Terciario Marino-Eoceno y, por último, areniscas y lutitas del mismo periodo. El río Legartza, discurre desde su cabecera y la mayor parte de su recorrido sobre materiales silíceos, cuarcitas y pizarras del Paleozoico.

## **Río Urrobi**

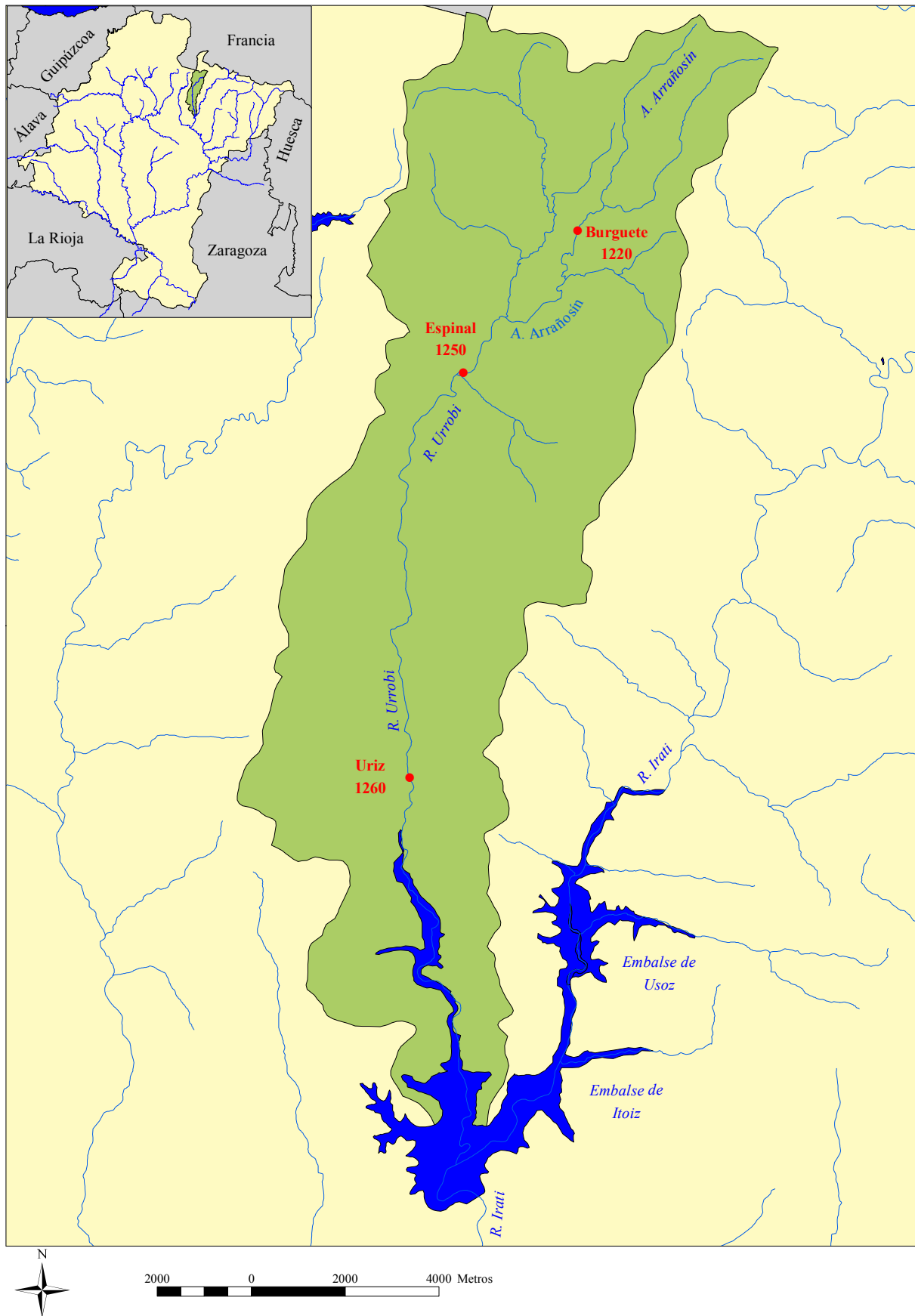
El río Urrobi es uno de los principales afluentes del río Irati, con el que confluye por su margen derecha aguas abajo de Itoiz. Su nacimiento se produce aguas arriba de Burguete, drenando la zona de Ibañeta, en un área con importantes precipitaciones, en gran parte en forma de nieve. Después pasa por el valle de Arce hasta que llega a la desembocadura en el Irati. En esta zona se registra un nivel inferior de precipitaciones, en torno a 1000 mm anuales. El área de estudio abarca la cuenca comprendida desde el nacimiento del río hasta el embalse de Itoiz (Figura 2.2.1.7).

Desde su nacimiento hasta su confluencia con el Irati, el río atraviesa formaciones cada vez más modernas. Así, la cabecera está formada por materiales del Paleozoico (Cámbrico y Ordovícico), pasando sucesivamente sobre materiales sedimentarios del Terciario Marino-Eoceno, areniscas, lutitas y brechas carbonatadas, y después sobre materiales aluviales del Cuaternario.





**Figura 2.2.1.6.** Red fluvial de la cuenca del río Irati



**Figura 2.2.1.7.** Red fluvial de la cuenca del río Urrobi.

## **Río Erro**

El río Erro es un afluente de la cuenca del río Irati que discurre por su margen derecha. Su nacimiento se produce muy cerca de la frontera francesa en la zona de Sorogain. En su parte alta forma un valle bastante cerrado, situación que se mantiene hasta la localidad de Urroz. A partir de aquí, el valle es más amplio hasta desembocar en el Irati a la altura de Aós. La cuenca alta recibe un importante volumen de precipitaciones, cerca de 1800 mm anuales, una gran parte en forma de nieve. La intensidad de las precipitaciones va disminuyendo hacia la zona baja de la cuenca, de forma que cerca de la desembocadura llegan a unos 1000 mm al año. La zona de estudio abarca toda la cuenca hasta su confluencia con el río Irati (Figura 2.2.1.8).

La cuenca está formada principalmente por materiales sedimentarios del Terciario Marino-Eoceno, areniscas, lutitas y sales potásicas (52% de la superficie total), por lo que gran parte del recorrido del río Erro discurre sobre dichos materiales, en especial en su tramo medio. En la cabecera de la cuenca, el río atraviesa formaciones de margas del Cretácico Superior, mientras que en su tramo inferior, antes de su confluencia con el río Irati, discurre sobre materiales aluviales del Cuaternario. El afluente Sorogain circula en su cabecera sobre materiales silíceos, cuarcitas y pizarras del Paleozoico, que representan casi el 40% de la superficie de su cuenca. El resto de su recorrido discurre sobre margas, calizas y areniscas del Cretácico Superior y areniscas y lutitas del Terciario Marino-Eoceno.

## **Cuenca del Arga**

### **Río Arga**

El río Arga atraviesa Navarra aproximadamente por su mitad siguiendo una dirección predominante Norte-Sur. Nace cerca de la frontera francesa, en Quinto Real, y desemboca en el río Aragón entre Villafranca y Funes. En su tramo medio-alto atraviesa la comarca de Pamplona, donde se encuentra el núcleo de población más importante de la Comunidad Foral, que agrupa a la mitad de sus habitantes. Mientras la zona alta se encuadra en una región muy montañosa y húmeda, hacia el final atraviesa áreas más llanas y notablemente áridas. De su extensa red de afluentes destacan el Ultzama, el Arakil y el Salado por su margen derecha, y el Egüés, el Elorz y el Robo por su margen izquierda, siendo estos últimos menos importantes. La zona de estudio abarca la cuenca desde el nacimiento del río hasta la localidad de Huarte (Figura 2.2.1.9).

En cuanto a la geología y composición litológica, desde el nacimiento hasta el embalse de Eugi el río circula sobre cuarcitas y pizarras del Paleozoico, materiales silíceos pertenecientes al Macizo Paleozoico de Quinto Real. El embalse se asienta sobre materiales sedimentarios calizos (margas, calizas y areniscas) del Cretácico Superior. A partir del embalse, la mayor parte de la cuenca está formada por areniscas y lutitas del Terciario Marino, circulando el río sobre materiales aluviales del Cuaternario.

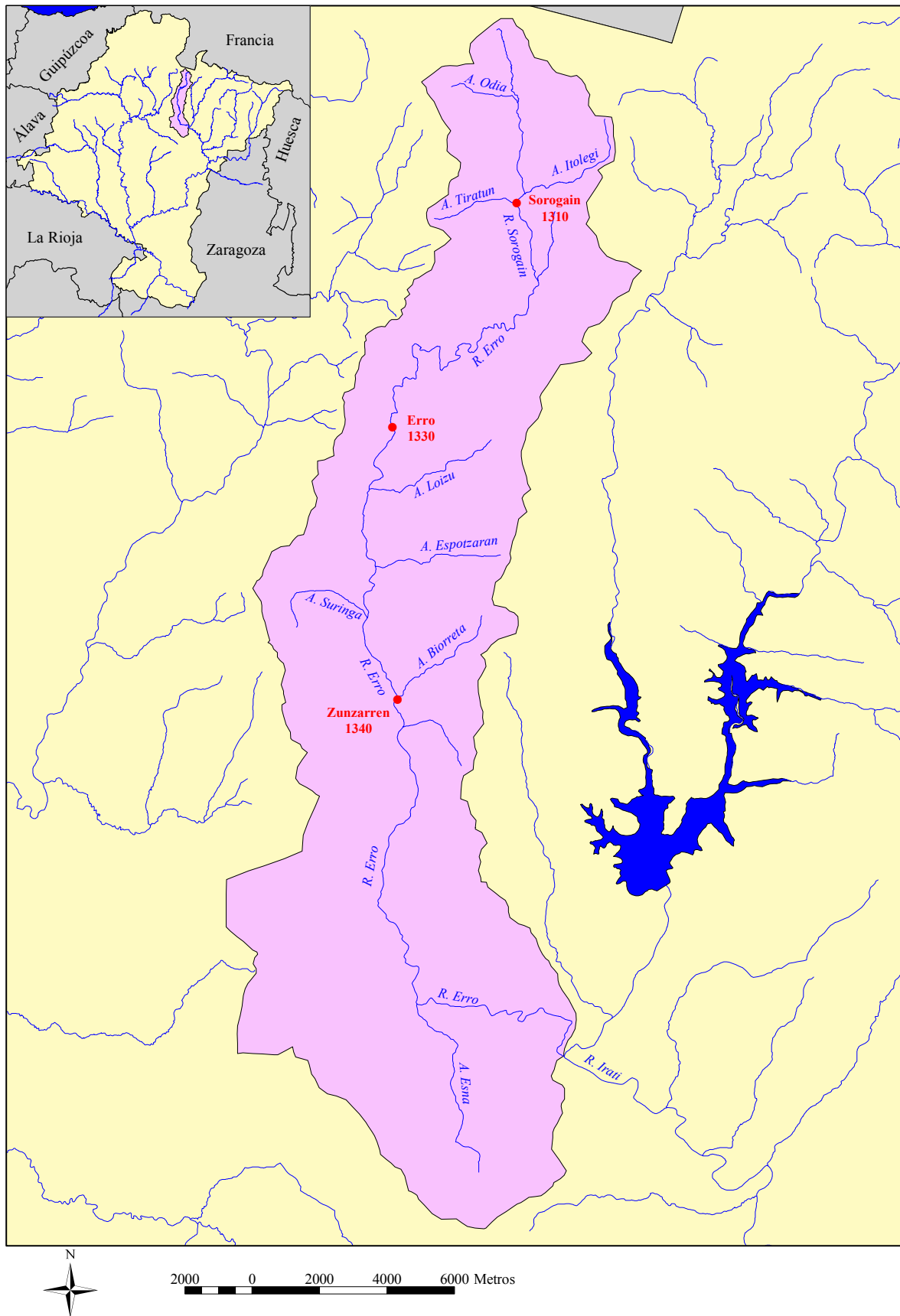
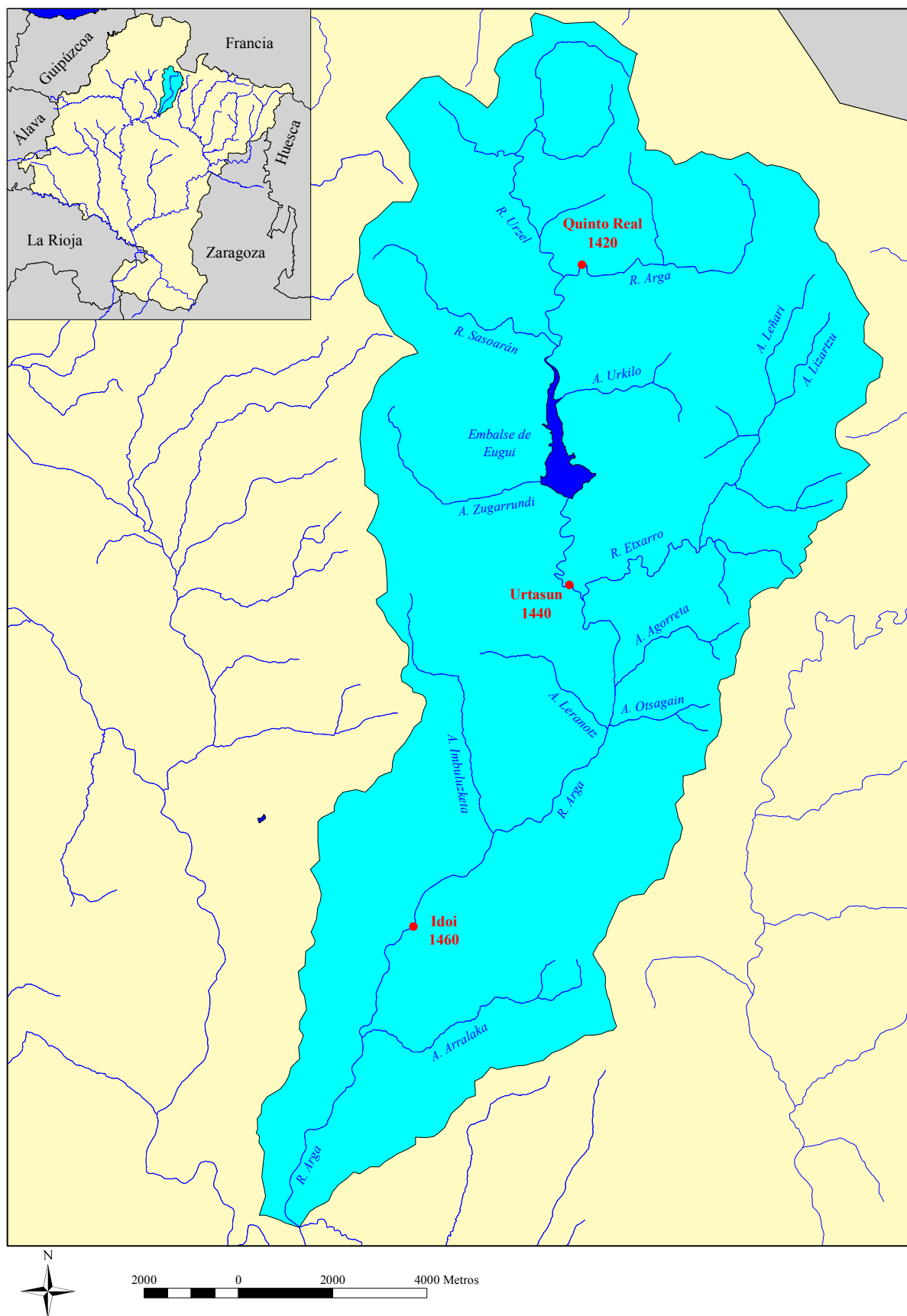


Figura 2.2.1.8. Red fluvial de la cuenca del río Erro.



**Figura 2.2.1.9.** Red fluvial de la cuenca del río Arga.

## **Río Ultzama**

El río Ultzama es el afluente más importante de la cuenca del Arga de los que desembocan aguas arriba de Pamplona y el segundo en importancia atendiendo a su extensión. Nace en la vertiente sur del Puerto de Belate y desemboca en el Arga a la altura de Villava. En la mayor parte de su recorrido sigue una dirección Norte-Sur. Sus principales afluentes son el Zazpiturrieta y el Mediano (Figura 2.2.1.10). Se trata de una cuenca poco poblada en la que se localizan numerosas poblaciones de modestas dimensiones. Sin embargo, se caracteriza por poseer una importante cabaña ganadera. La zona de estudio abarca toda la cuenca, desde su nacimiento hasta la confluencia con el río Arga, incluido el río Mediano.

En referencia a la geología y composición litológica, el tramo del río Ultzama desde su nacimiento hasta que recibe las aguas del río Zazpiturrieta pasa sobre materiales sedimentarios calizos del Cretácico Inferior, calizas margosas, calizas y margas. A partir de ahí, la cuenca está formada principalmente por calizas arenosas y margas del Cretácico Superior, así como areniscas y lutitas del Terciario Marino (Eoceno). El río Mediano atraviesa materiales de distintos periodos geológicos desde su nacimiento hasta la confluencia con el río Ultzama. En la cabecera circula sobre cuarcitas y pizarras del Paleozoico, elementos silíceos pertenecientes al Macizo de Quinto Real, para a continuación atravesar formaciones de conglomerados, areniscas, calizas, dolomías y ofitas del Triásico. Después discurre sobre materiales sedimentarios calizos del Cretácico y del Terciario Marino (Eoceno).

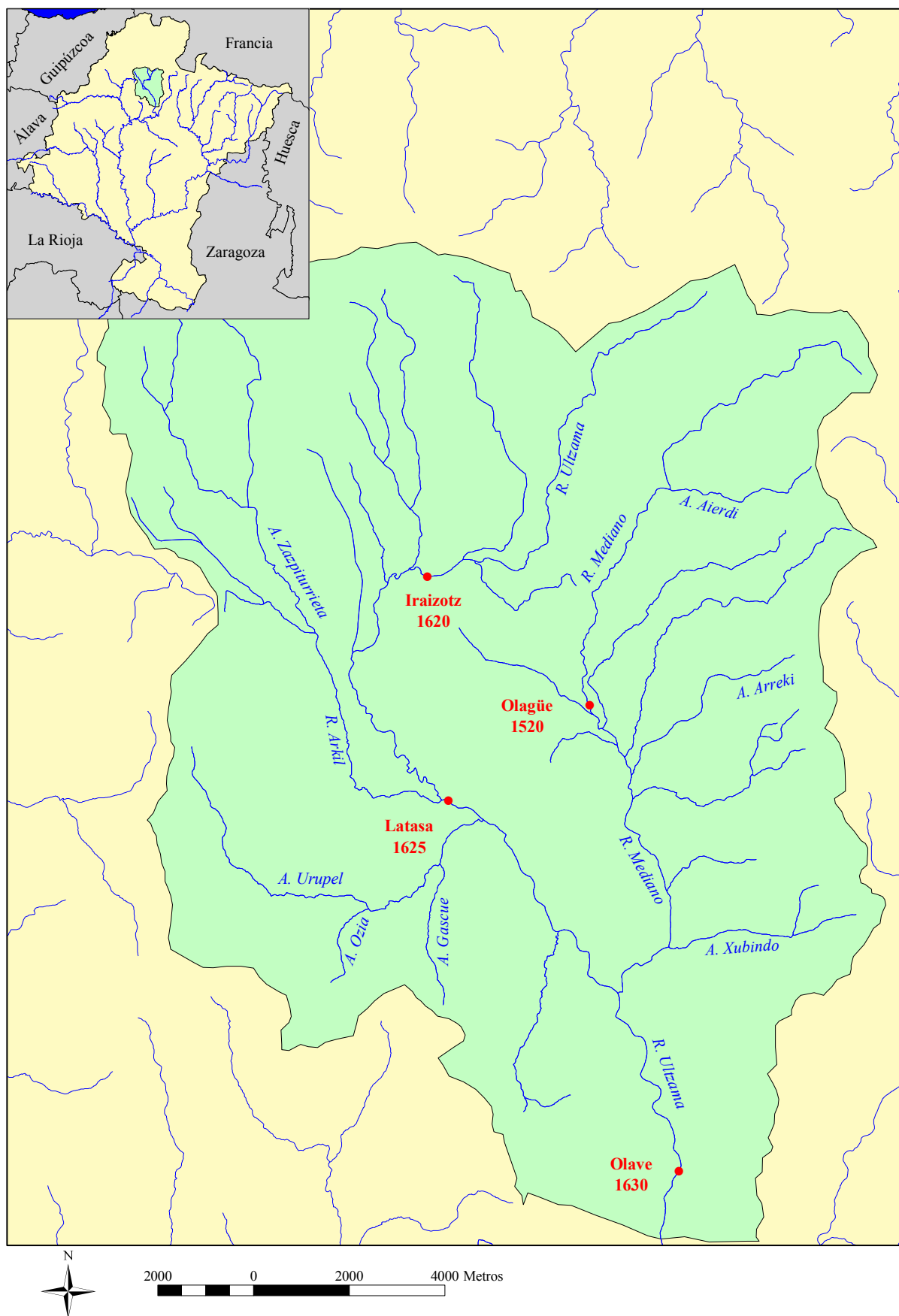


Figura 2.2.1.10. Red fluvial de la cuenca del río Ultzama.

### **Río Arakil**

Este río es el afluente más importante del Arga, donde desemboca a la altura de Ibero, aguas abajo de Pamplona. Nace en Salvatierra (Álava) y entra en la Comunidad Foral a la altura de Ziordia, para continuar por las localidades de Alsasua, Etxarri-Aranaz, Huarte-Arakil y Echarren. A la altura de Irurtzun recibe al Larraun por su margen izquierda, girando 90° y siguiendo en dirección sur hasta Ibero (Figura 2.2.1.11). La única localidad de muestreo se encuentra en el arroyo Lizarrusti.

La mayor parte de la superficie de la cuenca está ocupada por materiales sedimentarios del Cretácico Inferior, calizas y margas (40% de la superficie de la cuenca). También existe una importante proporción de zonas de arenas y limolitas del Cretácico Superior (24% de la superficie total de la cuenca). Sin embargo, el río circula encajado en una franja de materiales más antiguos, sobre calizas del Jurásico. El arroyo Lizarrusti discurre sobre arenas y limolitas del Cretácico Superior.

### **Río Larraun**

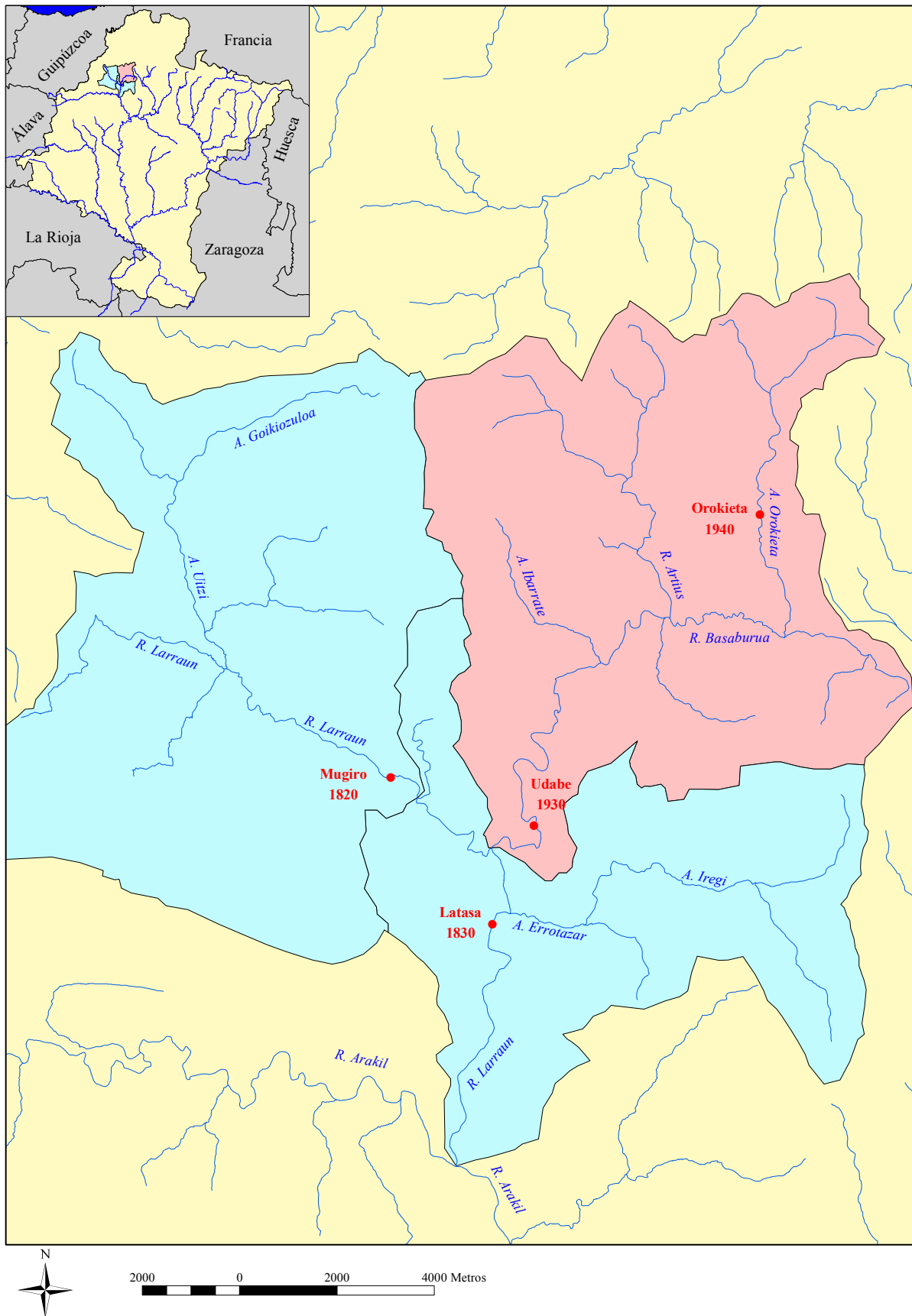
El río Larraun es el afluente más importante del río Arakil, con el que confluye por su margen izquierda. Tiene su nacimiento en Iribas, en la sierra de Aralar y desemboca en el Arakil cerca de Irurtzun. La cuenca recibe abundantes precipitaciones, repartidas durante la mayor parte del año. El río Basaburua es el principal afluente del río Larraun. Nace a una altitud de 600 metros al recibir las aguas de varios arroyos, entre ellos el Arroyo Orokieta. El río vierte sus aguas al Larraun a la altura de la localidad de Venta de Urritza, a una altitud de 500 metros (Figura 2.2.1.12).

En la cuenca del río Larraun predominan las formaciones de calizas y margas del Cretácico Inferior (43% de la superficie total), así como zonas de calizas arenosas y margas del Cretácico Superior (27% de la superficie total). El río Larraun discurre en su tramo alto sobre materiales sedimentarios más antiguos, yesos y arcillas del Triásico, y calizas del Jurásico, para después circular en su tramo medio sobre los materiales sedimentarios del Cretácico antes citados. En el tramo inferior, antes de su confluencia con el río Arakil, el río atraviesa formaciones de margas, margocalizas y limolitas del Cretácico Superior y formaciones más modernas de material aluvial del Cuaternario.

En cuanto a la geología y composición litológica de la subcuenca del río Basaburua, la mitad de la superficie de la cuenca corresponde a calizas y margas del Cretácico Inferior. También existe una importante proporción de zonas de calizas arenosas y margas del Cretácico Superior (29% de la superficie total de la cuenca). De este modo, el río Basaburua discurre en casi todo su recorrido sobre tales materiales, salvo en un tramo donde fluye sobre materiales aluviales del Cuaternario. El río Orokieta discurre sobre materiales sedimentarios, principalmente calizas y margas del Cretácico Inferior, aunque también sobre dolomías y calizas del Jurásico.







**Figura 2.2.1.12.** Red fluvial de la cuenca del río Larraun.



## **Cuenca del Ega**

### **Río Ega**

Tras el Aragón, el río Ega es el afluente más importante del Ebro en la Comunidad Foral de Navarra. Nace en Álava en la zona de Santa Cruz de Campezo. Entra en Navarra cerca de Zúñiga y sigue hacia Estella por el valle formado entre las sierras de Lóquiz y Codés, con dirección W-E. A la altura de Estella, tras recibir las aguas del Urederra, el río gira 90° y se dirige hacia el sur atravesando la Ribera de Estella. Pasa por las localidades de Allo, Lerín, Cárcar y Andosilla, desembocando en el Ebro a la altura de San Adrián (Figura 2.2.1.14). Desde un punto de vista climático, hay una importante diferencia en las partes más elevadas de la cuenca alta, donde las precipitaciones son abundantes y pueden llegar a 1500 mm anuales en algunas zonas. Esto contrasta con la escasez de precipitaciones de la parte baja de la cuenca, apenas 500 mm anuales. La zona estudiada abarca desde el nacimiento del río hasta la confluencia con el río Urederra.

En cuanto a la geología y composición litológica, la mayor parte de la superficie de la cuenca corresponde a formaciones de calizas del Cretácico superior (42% de la superficie total). De este modo, la cabecera y el tramo medio de la cuenca estudiada están formados por este tipo de materiales. Sin embargo, la parte inferior está formada por materiales sedimentarios del Cretácico superior y del Terciario Continental.

### **Río Urederra**

Este río es el principal afluente del Ega, confluyendo en él aguas arriba de Estella por la margen izquierda. Desde la sierra de Urbasa, el río progresa con una dirección Norte-Sur (Figura 2.2.1.15). Las localidades de su cuenca son de modesta entidad, prácticamente todas por debajo de 500 habitantes. La cuenca presenta una evidente vocación forestal y ganadera. La cuenca de recepción de la zona alta es la sierra de Urbasa, caracterizada por precipitaciones importantes. En cambio, en la zona baja se produce una transición hacia un clima más mediterráneo y con menores niveles de precipitación.

En cuanto a la geología y composición litológica, existen dos zonas claramente diferenciadas. Por una parte, se encuentra la cabecera de la cuenca, Sierra de Urbasa, formada por materiales sedimentarios del Terciario Marino, calizas, areniscas y conglomerados del Eoceno, y en menor proporción de dolomías y calizas del Paleoceno. En el resto de la cuenca predominan los materiales sedimentarios del Cretácico Superior y del Cuaternario.

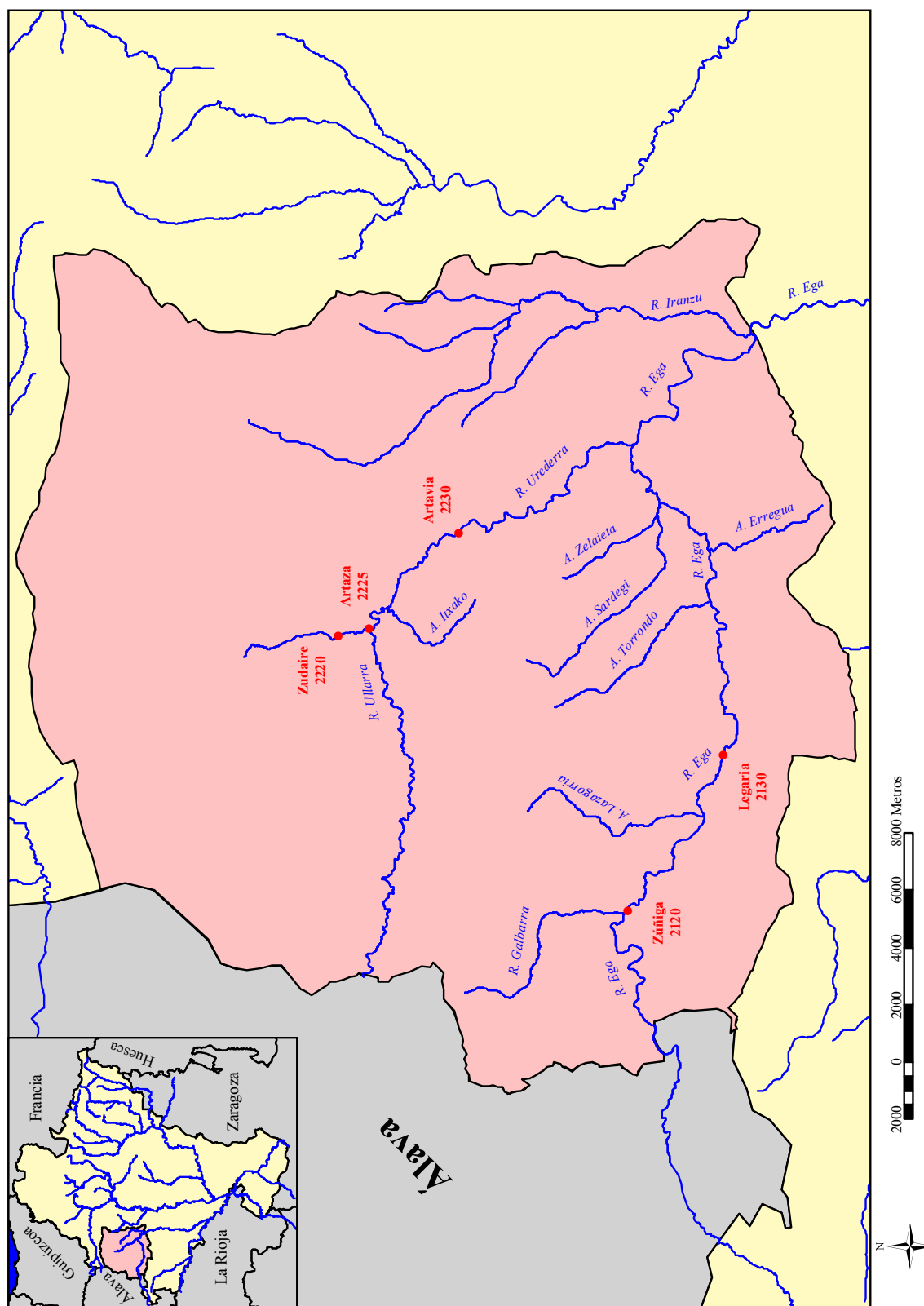


Figura.2.2.1.14. Red fluvial de la cuenca del río Ega.

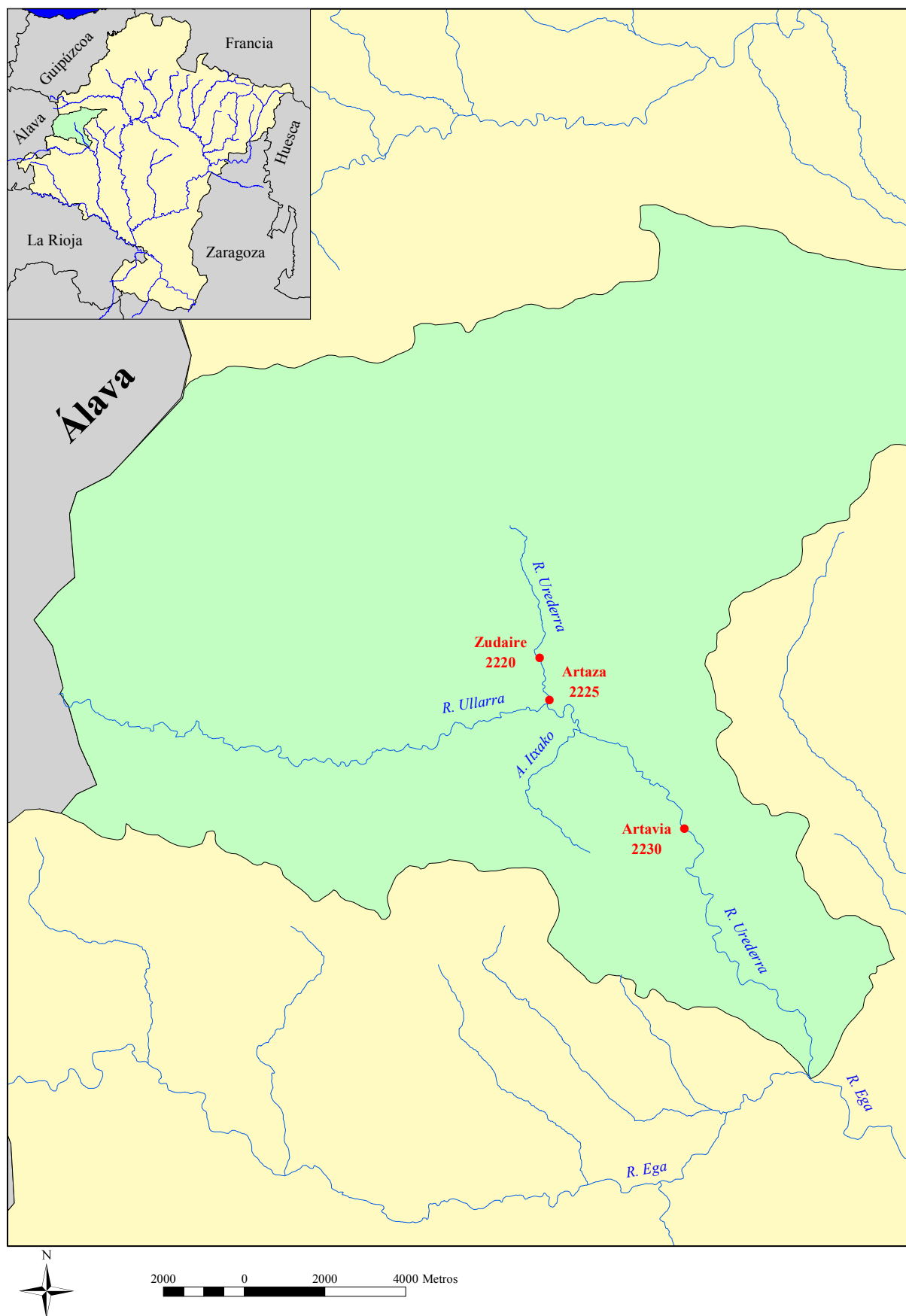


Figura 2.2.1.15. Red fluvial de la cuenca del río Urederra.

### 2.2.2 Metodología

#### *Trabajo de campo*

Para evaluar la disponibilidad del microhábitat, dentro de cada localidad de muestreo se establecieron una serie de transectos perpendiculares al cauce, ubicados en los distintos mesohábitats existentes en la localidad, de modo que reflejasen la heterogeneidad longitudinal de ésta, en cuanto a la topografía y a las condiciones hidráulicas, de sustrato y de refugio (Bovee & Milhous 1978). Se realizaron estimas puntuales dentro del transecto a intervalos de un metro (Platts *et al.* 1983, Simonson *et al.* 1994). En cada uno de los puntos se determinaron la profundidad de la columna de agua (cm) y la velocidad media del agua ( $\text{m s}^{-1}$ ). Además, se midió la proporción de cada una de las seis categorías de sustrato establecidas por Platts *et al.* (1983) dentro de una cuadrícula de 1 metro de lado. Los porcentajes de refugio y sombra se estimaron visualmente con una precisión del 5% dentro de la cuadrícula, definiéndose cuatro clases de refugio:

- (a) Sin Refugio.
- (b) Velocidad: Cualquier objeto o situación dentro del cauce que produzca refugio frente a una excesiva velocidad de corriente, como puede ser el producido por huecos existentes entre el sustrato, zonas de remanso detrás de grandes bloques, presencia de raíces, troncos o ramas.
- (c) Visual: Elementos que ofrecen un refugio por aislamiento visual como la existencia de vegetación en el cauce o cornisas.
- (d) Combinado: Combinación de ambos tipos de refugio, como en las pozas o debajo de cascada, o en hábitats donde coexisten diversos elementos de refugio, como por ejemplo en una cornisa con presencia de raíces o troncos.

Para evaluar el uso del microhábitat por parte de los distintos estados del desarrollo de la Trucha Común se realizaron muestreos con pesca eléctrica (Nelva *et al.* 1979, Persat & Copp 1990) en el mismo tramo donde se llevó a cabo el estudio de la disponibilidad de microhábitat. En cada punto donde se localizaba un ejemplar de trucha se estimaron las variables previamente descritas en el cuadrado de 100 cm de lado. Además, se registró la longitud total de cada ejemplar para asignarlo a una de las categorías de desarrollo establecidas.

#### *Análisis de datos*

La determinación de las edades individuales de los peces se efectuó por análisis escalimétrico, conjuntamente con el uso del gráfico de frecuencias de longitudes correspondiente (gráfico de Petersen) (Almodóvar *et al.* 2006).

Uno de los objetivos del capítulo consiste en conocer si existen diferencias significativas en el uso de las distintas variables del hábitat entre las distintas clases de edad. Esta comparación se llevó a cabo mediante el test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, ya que es el análisis estadístico empleado habitualmente (Groshens & Orth 1993, Hayes & Jowett 1994, Mallet *et al.* 2000, Martínez-Capel 2000). Dicho test analiza las diferencias existentes en los valores y en la forma de la distribución.

También se realizó un análisis de correlaciones de Spearman para evaluar la existencia de relaciones significativas entre la longitud de las truchas y las diferentes variables del microhábitat.

Se evaluó la existencia de diferencias significativas entre el uso del hábitat por parte de las distintas clases de edad establecidas y la disponibilidad del medio mediante el test de Kolmogorov-Smirnov para las variables continuas y el test de la G para las variables categóricas.

Para explorar la necesidad de construir curvas de requerimiento de hábitat locales se contrastó la hipótesis de que no deben existir diferencias significativas en el uso del hábitat entre localidades con igual disponibilidad de hábitat. Para ello se procedió a agrupar localidades con igual disponibilidad de hábitat, según la distribución de las principales variables estudiadas (profundidad, velocidad, sustrato, y refugio). Se llevó a cabo un análisis de componentes principales para realizar el agrupamiento, aunque debido a la existencia de un marcado gradiente en las condiciones de hábitat de las localidades estudiadas no resultó posible establecer grupos homogéneos. Debido a esto se procedió a crear grupos homogéneos de localidades para cada variable mediante el test de agrupación de Tukey, analizando diferencias en el uso de cada variable por las distintas clases de edad entre las localidades pertenecientes a cada grupo a través del test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

Los resultados, que serán expuestos en el siguiente apartado, confirmaron la necesidad de elaborar curvas de preferencia locales para cada clase de edad. Se explican a continuación los pasos seguidos para la construcción de las curvas de preferencia:

**(1)** Se definieron las variables necesarias para realizar las simulaciones del hábitat: profundidad, velocidad e índice de cauce, que es una variable que une el sustrato y el refugio.

La profundidad y la velocidad son variables continuas mientras que el índice de cauce es una variable categórica que refleja las condiciones estructurales del cauce, el sustrato y el refugio. El sustrato se categorizó a partir del índice de sustrato, que es una cifra comprendida entre 1 y 6, indicando un orden creciente de tamaño de sustrato (1= arcilla, 2= arena, 3= grava, 4= piedra, 5= bloque y 6= roca madre). El índice de sustrato se calcula a partir de las proporciones de los tipos de sustrato presentes en cada cuadrícula y responde a la siguiente fórmula:



$$Is = \frac{(6RM + 5B + 4P + 3G + 2AR + ARC)}{100}$$

donde Is representa el índice de sustrato, RM el porcentaje de roca madre presente en la cuadrícula, B el porcentaje de bloque, y así sucesivamente hasta la arcilla. De esta forma se crearon 6 categorías de sustrato (Tabla 2.2.2.1).

**Tabla 2.2.2.1.** Categorías de sustrato utilizadas en el estudio según los valores de índice de sustrato (Is).

Categoría	Is
1	1-1.5
2	1.51-2.5
3	2.51-3.5
4	3.51-4.5
5	4.51-5.5
6	5.51-6

El refugio se ha dividido en los cuatro grandes tipos comentados anteriormente. El tipo de refugio viene matizado por su abundancia dentro de la cuadrícula y en algunos casos por el porcentaje de sombra que la cubre, de manera que se definieron hasta 10 categorías distintas (Tabla 2.2.2.2).

**Tabla 2.2.2.2.** Categorías de refugio utilizadas en el estudio según el tipo de refugio y su abundancia en la cuadrícula (%).

Categoría	Refugio	Abundancia
1	Velocidad	<25
2		25-50
3		>50
4	Visual	<25
5		25-50
6		>50
7	Combinada	<25
8		25-50
9		>50
10	Sin refugio	

(2) Se asignó el intervalo de longitudes pertenecientes a cada clase de edad a partir del estudio del crecimiento.

(3) Antes de realizar los histogramas de frecuencias, tanto de uso como de disponibilidad, o las funciones ajustadas a éstos, se debe seleccionar el tamaño de los intervalos, pues dicho tamaño puede tener un efecto importante en la forma de la curva (Baldrige & Amos 1981, Morhardt 1986). Esto se realiza a través de criterios estadísticos, mediante la fórmula de Sturges (1926), cuyo uso en el contexto de curvas de idoneidad de hábitat fue validado por Cheslak & García (1988):

$$\frac{R}{(1 + 3.322 \cdot \log N)}$$

donde R es el rango de los valores de la variable y N el número de observaciones.

(4) Por otra parte, antes de elaborar las curvas de preferencia se debe confirmar que existe un uso selectivo del hábitat. Nos debemos cerciorar de que el uso por parte del pez no es aleatorio, es decir, que utiliza los distintos elementos del medio en distinta proporción a la que se encuentran disponibles. Esta hipótesis se contrastó antes de calcular cada curva de preferencia con el test de Kolmogorov-Smirnov para las variables continuas y el test de la G para el índice de cauce, comparando la distribución de frecuencias de uso y disponibilidad (Groshens & Orth 1993), puesto que las etapas de desarrollo cuyos datos de uso no cumplen este requisito no son susceptibles del correspondiente cálculo de curvas de preferencia a nivel local.

(5) Una vez establecido el tamaño de los intervalos y comprobado que existe un uso selectivo del hábitat, se procede al desarrollo de las curvas, del siguiente modo:

a) Se calculan las frecuencias de uso y disponibilidad de cada clase de la variable, con lo que se obtienen las curvas de uso y de disponibilidad. Como se comenta más arriba, Morhardt (1986) y Lambert & Hanson (1989) hacen referencia a la importancia del tamaño de los intervalos en este tipo de estudios, ya que pueden tener un efecto importante en las curvas de preferencia. Esto se debe a que en función del método de elaboración de cada curva al realizar el cociente varían los resultados, ya que valores muy bajos de disponibilidad pueden producir distorsiones indeseadas. Para evitar estos problemas se ha realizado una corrección para atenuar las dos curvas, uniendo el mínimo de intervalos contiguos que sea necesario en cada caso, para que ninguno tenga una frecuencia relativa menor del 2% (Freeman *et al.* 1997, Martínez-Capel 2000). Con ello se evita el efecto de distorsión de los puntos de frecuencia muy baja (<2 %) rodeados de frecuencias altas.

b) Se calculan las preferencias relativas mediante el índice de selección básico, basado en el cociente de forraje (*Forage ratio*):

$$I_i = \frac{U_i}{D_i}$$

donde  $I_i$  es el valor relativo de preferencia para un intervalo específico de la variable,  $U_i$  es el porcentaje de uso de un intervalo específico de la variable y  $D_i$  es el porcentaje de disponibilidad de un intervalo específico de la variable en el tramo de río estudiado en el momento del muestreo. Como se puede observar, el cálculo del índice consiste en realizar el cociente entre la frecuencia relativa o proporción en que cada clase o intervalo de la variable es utilizada y el porcentaje que esa clase representa en el medio disponible.

c) Se normalizan las preferencias para que tomen un valor comprendido entre 0 y 1.

d) Para representar las curvas de preferencia se ajustan modelos de regresión polinómica a los datos de preferencias relativas.

## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Estudio descriptivo del hábitat fluvial

#### Cuenca del Aragón

##### Río Eska

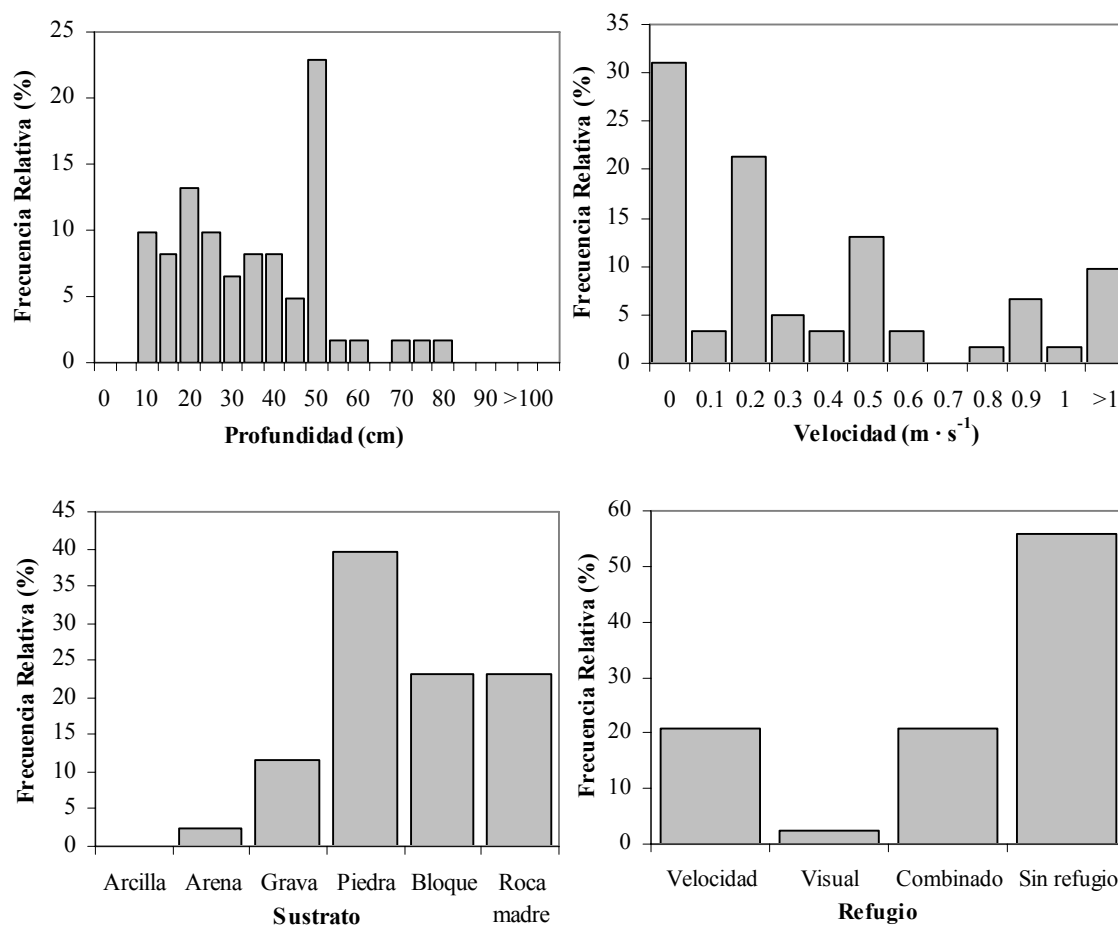
En la Tabla 2.3.1.1 se muestra de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en cada tramo en estudio.

**Tabla 2.3.1.1.** Porcentaje de cada tipo de mesohábitat dentro del tramo de estudio.

	Isaba (110)	Roncal (120)	Burgui (130)	Belagua (210)	Uztárroz (320)
Poza	35.0	0.0	40.0	45.6	30.6
Tabla	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Corriente	32.5	20.0	0.0	25.0	33.3
Rápido	32.5	80.0	60.0	29.4	36.1
Cascada	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

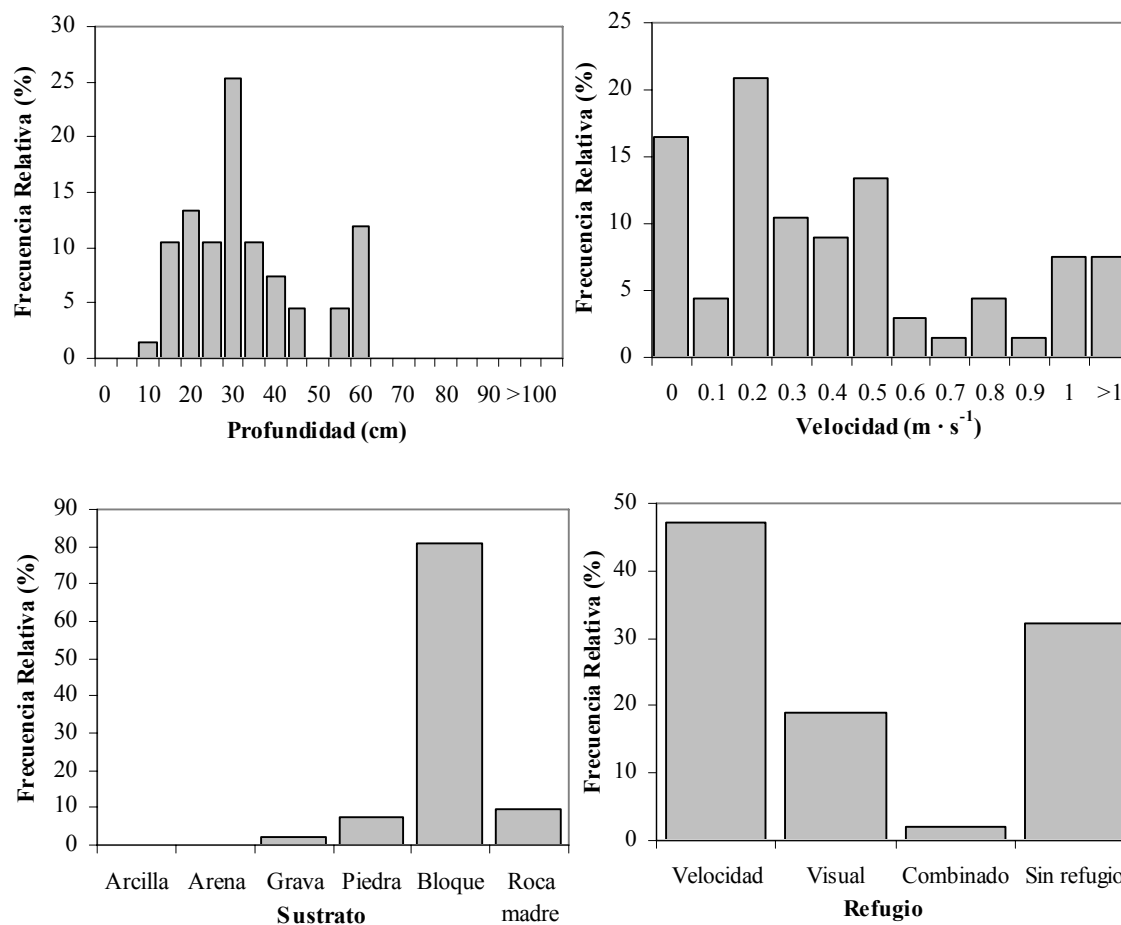
A continuación se describe el hábitat fluvial de cada localidad estudiada en la cuenca, en primer lugar las localidades de los dos arroyos de cabecera y después las tres localidades del cauce principal (río Eska).

La localidad de Belagua en Belagua (210) se encuentra a una altitud de 840 metros. En el tramo estudiado, el cauce tiene una anchura media de 6.5 m y una pendiente de apenas el 4 por mil. Cabe destacar la elevada proporción de pozas dentro del tramo, lo que conlleva que más del 50% de la superficie tenga profundidades superiores a 40 cm (llegando hasta 80 cm) y velocidades medias por debajo de  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ . Por otro lado, el resto del tramo corresponde a zonas someras con altas velocidades de corriente, con un 41% de la superficie con profundidades inferiores a 25 cm y más del 36% con velocidades superiores a  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ , por lo que prácticamente no existen zonas de transición entre estas zonas rápidas y las pozas antes comentadas. El sustrato dominante son las piedras, aunque también existe una gran proporción de bloques y roca madre. En cuanto al refugio, la mayor parte del cauce no tiene ningún tipo de refugio (56%), existiendo la misma proporción de zonas con refugio (21%) frente a la velocidad de corriente y refugio combinado (Figura 2.3.1.1). Sólo el 10% de la superficie del cauce en el tramo estudiado se encuentra en sombra. La vegetación de ribera se encuentra formada por *Pinus sylvestris*, *Salix alba*, *Buxus sempervirens* y *Crataegus monogyna*.



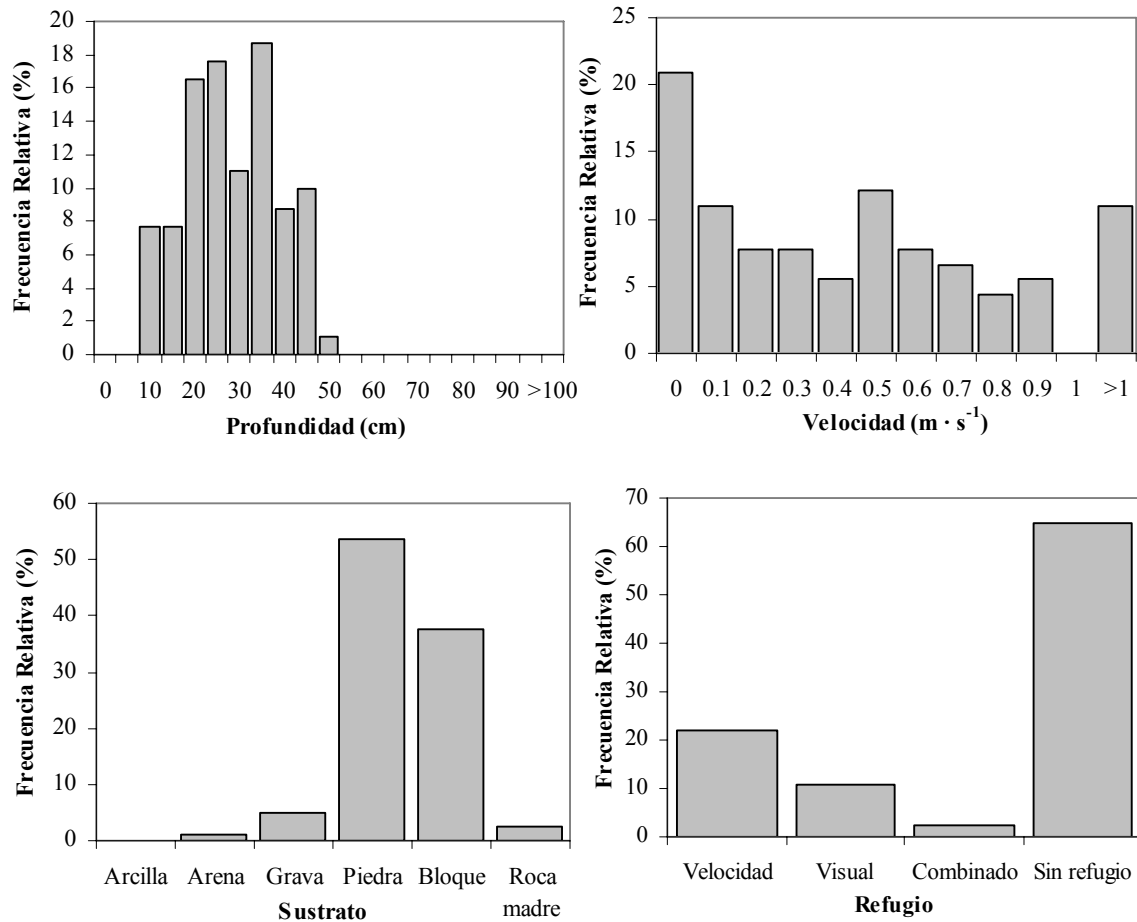
**Figura 2.3.1.1.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Belagua (210).

La localidad de Uztárroz en Uztárroz (320) se encuentra a una altitud de 800 metros. En el tramo estudiado, el cauce tiene una anchura media de 8.9 m, y una pendiente del 20 por mil. Los mesohábitats predominantes son los rápidos y las corrientes, por lo que la mayor parte del tramo corresponde a zonas con poca profundidad (menor de 30 cm), altas velocidades (por encima de  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ ) y dominio de los bloques (más del 80%), lo que conlleva una alta proporción de zonas con refugio frente a la velocidad, debido al refugio que proveen dichos bloques. Un tercio de la superficie total del tramo presenta una gran poza lateral con profundidades de hasta 60 cm, bajas velocidades, que ofrece una importante zona de refugio para las truchas adultas (Figura 2.3.1.2). Sólo el 24.8% de la superficie del cauce en el tramo estudiado se encuentra en sombra, que proporciona la vegetación de ribera, dominada por *Acer campestre*, *Alnus glutinosa*, *Corylus avellana* y *Salix* spp.



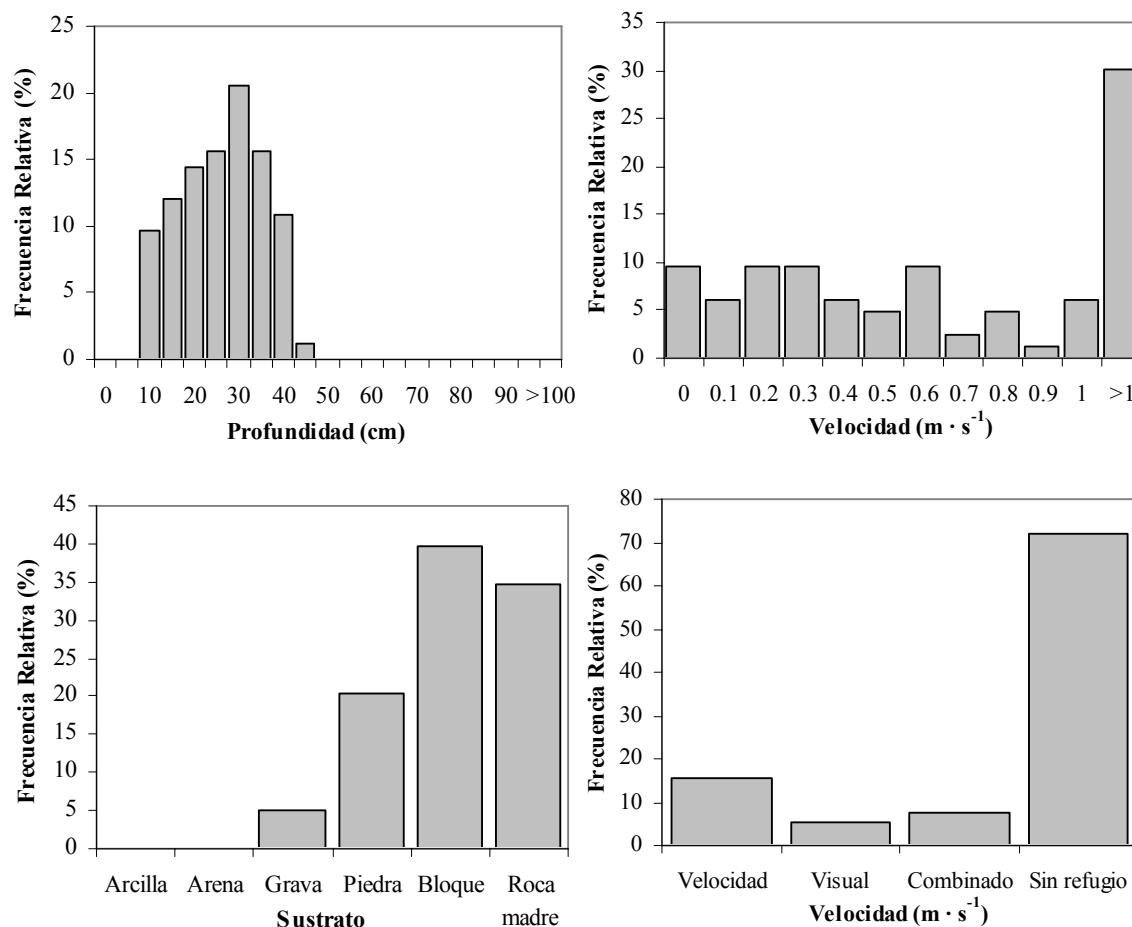
**Figura 2.3.1.2.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Uztárroz (320).

La localidad de Eska en Isaba (110) se encuentra a una altitud de 760 metros. La anchura media del tramo alcanza los 20 metros debido a la existencia de una isla central, y la pendiente media es del 5 por mil. Predominan las zonas de corrientes y rápidos, aunque existe una amplia zona con una poza lateral (35% de la superficie total), con muy bajas velocidades y que aún sin ser excesivamente profunda (no sobrepasa 50 cm de profundidad) puede ofrecer un buen refugio para las truchas adultas. Sin embargo, el 64% de la superficie del tramo corresponde a zonas de profundidades comprendidas entre 15 y 35 cm, sin refugio, con elevadas velocidades de corriente, y predominio de piedras y bloques en el sustrato (Figura 2.3.1.3). Sólo el 15.8% de la superficie del cauce en el tramo estudiado se encuentra en sombra, que proporciona la vegetación de ribera, dominada por *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra*, *Salix* spp. y *Crataegus monogyna*, destacando especialmente la presencia de sauces.



**Figura 2.3.1.3.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Isaba (110).

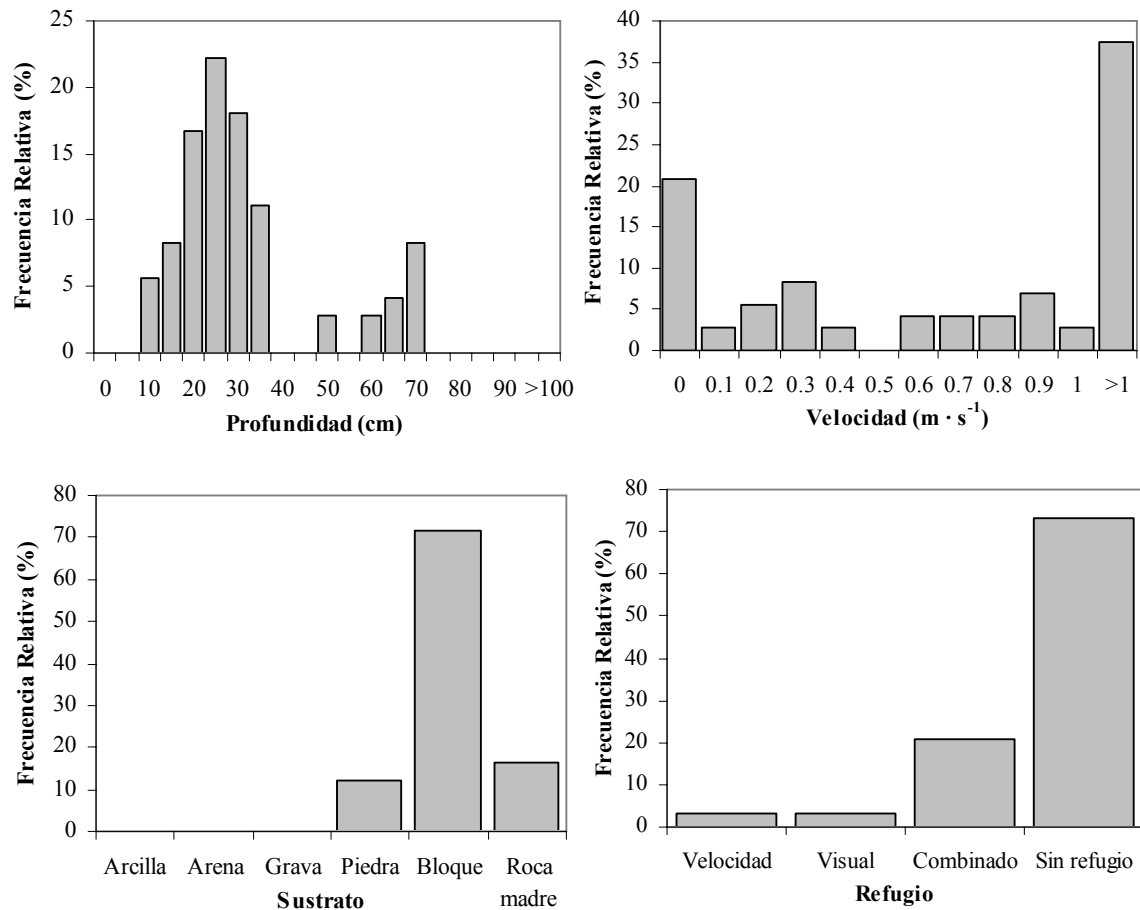
La localidad de Eska en Roncal (120) se encuentra a una altitud de 660 metros. En este tramo el cauce tiene una anchura media de 18.5 metros, propiciada por la existencia de una isla central de considerable anchura, siendo la pendiente media del 25 por mil. La práctica totalidad del tramo estudiado se caracteriza por ser de aguas someras (más del 70% de la superficie total del tramo tiene profundidades menores de 30 cm), con velocidades muy elevadas (más del 30% de la superficie total con velocidades superiores a 1 m s<sup>-1</sup>), predominio de bloques (40%) y roca madre (35%) en el sustrato, y de zonas sin refugio (72%). La profundidad máxima no supera los 45 cm. El único refugio disponible es el aportado por los grandes bloques que pueden frenar la fuerte velocidad de la corriente y la vegetación existente en las orillas (Figura 2.3.1.4). Apenas el 17.1% de la superficie del cauce en el tramo estudiado se encuentra en sombra, que proporciona la vegetación de ribera, formada principalmente por sauces *Salix* spp. y en menor medida por *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra* y *Crataegus monogyna*.



**Figura 2.3.1.4.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Roncal (120).

La localidad de Eska en Burgui (130) se encuentra a una altitud de 620 metros. La anchura media del cauce es de 13.5 metros y la pendiente del 20 por mil. En este tramo existe un predominio de las zonas de rápidos, representando un 60% de la superficie total, mientras que el resto corresponde a grandes pozas, por lo que prácticamente no existen zonas de transición como podrían ser las tablas. De este modo, el 53% del área total son zonas con profundidades inferiores a 25 cm, mientras que el 18% presenta profundidades superiores a 50 cm, con un máximo de 70 cm. La marcada división existente entre rápidos y pozas, provoca que la mayor proporción de la superficie se encuentre tanto a velocidades superiores a  $1 m s^{-1}$  (37.5%) como a velocidades de  $0 m s^{-1}$  (21%). El sustrato dominante es el bloque, que ocupa más de un 70% de la superficie del tramo, sin embargo, no son zonas que ofrezcan un refugio aparente para las truchas (Figura 2.3.1.5). El porcentaje de superficie de tramo sombreado resulta de apenas el 3.4%, estando prácticamente todo el tramo a pleno sol. La vegetación de ribera está dominada por la presencia de sauces *Salix* spp. y en menor grado por *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra* y *Crataegus monogyna*.





**Figura 2.3.1.5.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Burgui (130).

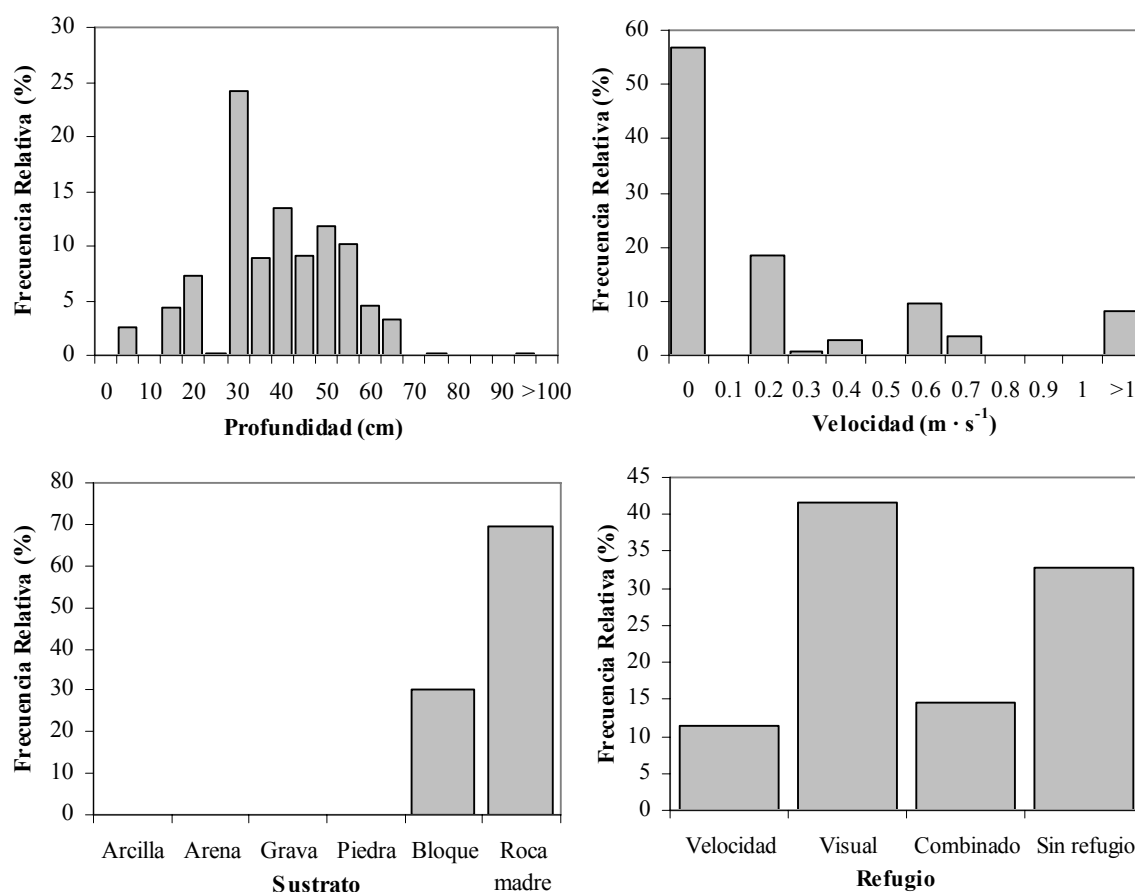
### Río Salazar

En la Tabla 2.3.1.2 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.2.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro de los tramos de estudio.

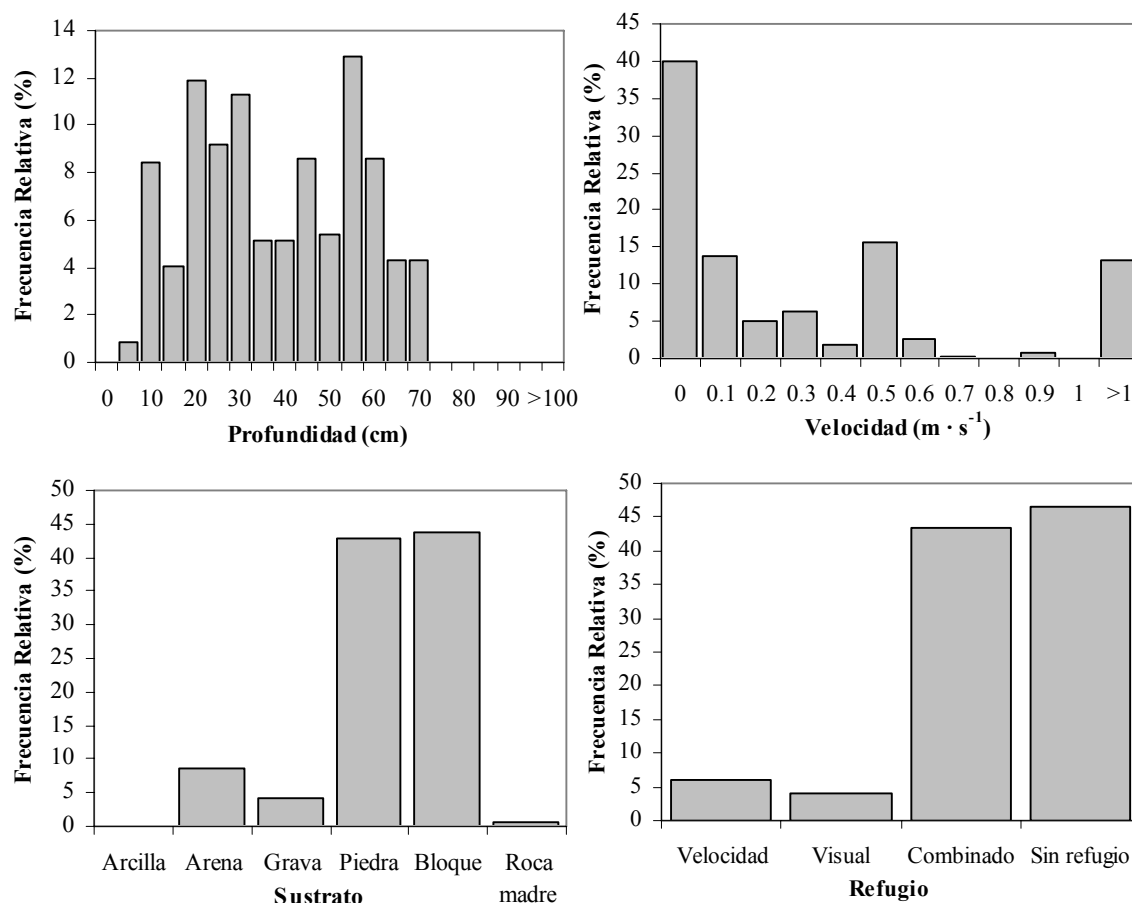
	<b>Eskaroz (710)</b>	<b>Güesa (720)</b>	<b>Aspurz (740)</b>	<b>Ochagavía (930)</b>
Poza	21.4	56.5	85.7	31.3
Tabla	0.0	0.0	0.0	37.3
Corriente	78.6	10.6	0.0	20.5
Rápido	0.0	32.9	14.3	10.8
Cascada	0.0	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0	0.0

La localidad de Salazar en Eskaroz (710) se encuentra a una altitud de 760 metros. En el tramo estudiado, el cauce tiene una anchura media de ocho metros y una pendiente media del 15 por mil. El mesohábitat predominante son las corrientes, con profundidades y velocidades medias-bajas, resaltando la presencia de una importante poza central (Tabla 2.3.1.2 y Figura 2.3.1.6). En consecuencia, prácticamente la mitad de la superficie del tramo en estudio se encuentra a profundidades comprendidas entre 25 y 40 cm, pero existe una gran proporción de zonas con profundidades mayores, llegando a valores de 95 cm de profundidad. La mayor parte del tramo (57% de la superficie) tiene velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , presentando el 80% de la superficie velocidades inferiores a  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . El sustrato predominante es la roca madre, existiendo mayor proporción de zonas con refugio que sin refugio, principalmente refugio por aislamiento visual producido por la presencia de cornisas y vegetación de ribera en las orillas del cauce. El porcentaje de tramo sombreado es de apenas el 12.5%, estando la vegetación de ribera formada por sauces *Salix* spp.



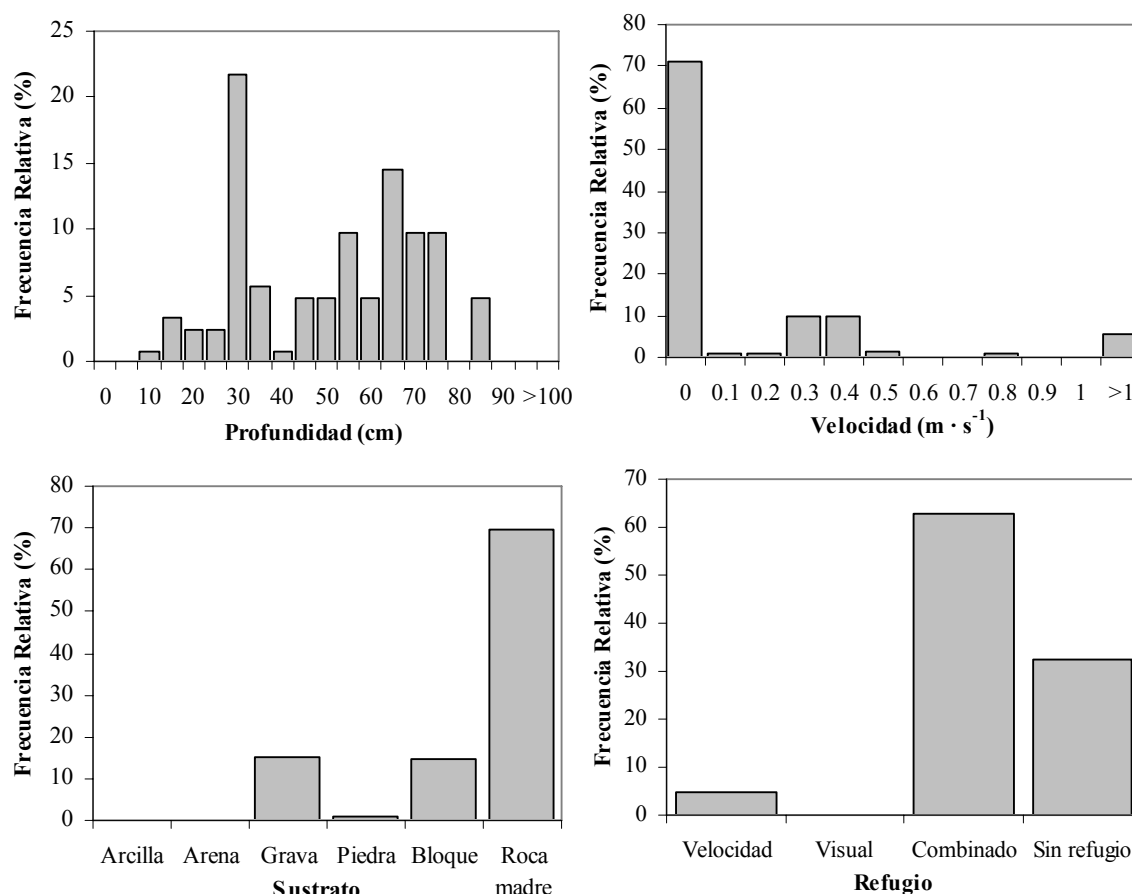
**Figura 2.3.1.6.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Eskaroz (710).

En la localidad de Güesa (720), situada a una altitud de 640 metros, la anchura media del cauce alcanza 10 m y la pendiente media un 4 por mil. Más de la mitad del tramo está ocupado por una zona de poza de gran profundidad y velocidades bajas, que ofrece una importante área de refugio para las truchas de mayor tamaño. Una parte importante del tramo también está constituida por rápidos, zonas someras y de altas velocidades de corriente, con una zona de transición de profundidades y velocidades medias (Tabla 2.3.1.2 y Figura 2.3.1.7). Esto provoca que casi la mitad de la superficie del tramo tenga profundidades mayores a 40 cm, llegando a profundidades de 69 cm, y velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . En lo referente al tipo de sustrato, predominan los de granulometría media-gruesa, bloques y piedras. Casi la mitad de la superficie del tramo corresponde a zonas sin refugio (47%), pero debido a la presencia de importantes zonas de pozas, casi un 45% de la superficie ofrece refugio combinado. El porcentaje de tramo sombreado es del 8%.



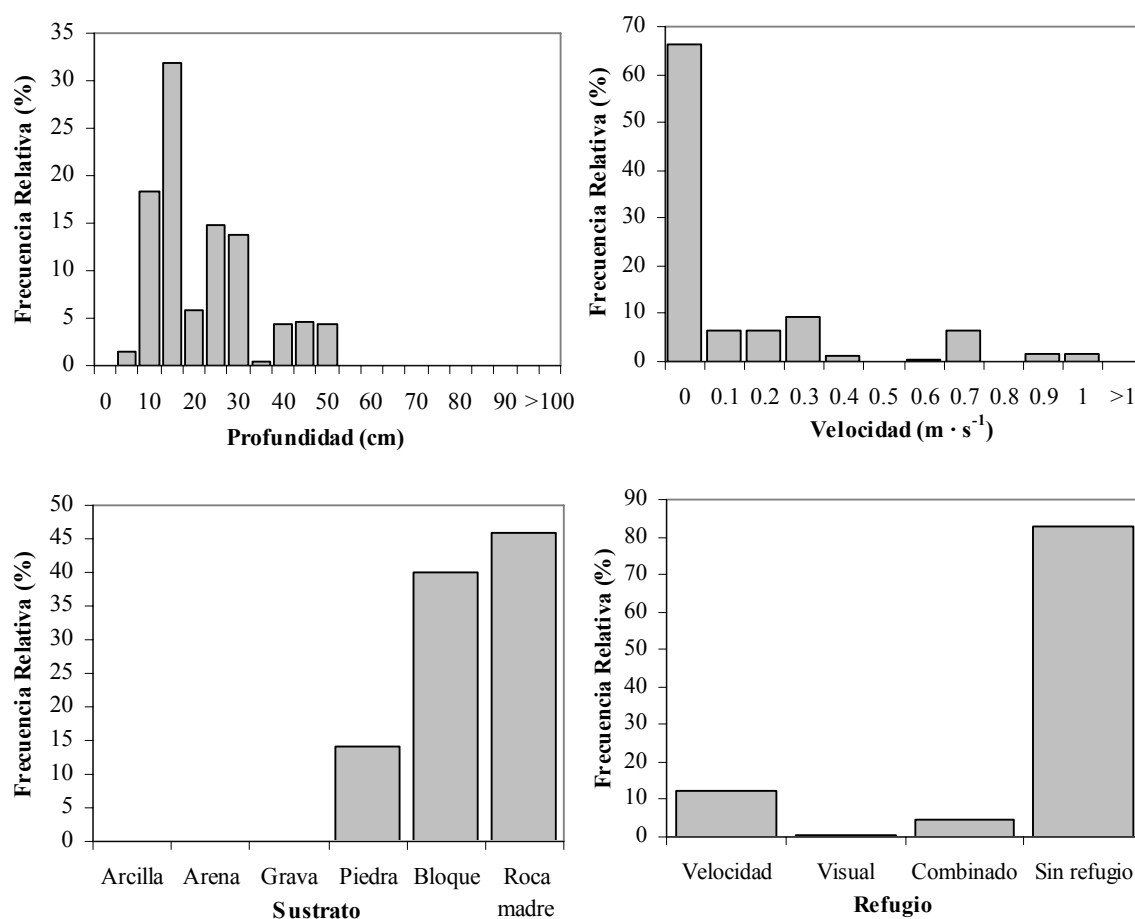
**Figura 2.3.1.7.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Güesa (720).

La localidad de Salazar en Aspurz (740) se encuentra a una altitud de 540 metros. La localidad se ubica en una zona donde el cauce del río tiene una anchura mayor, de 17 m en promedio, con una pendiente del 4 por mil, dominando las pozas de gran profundidad, de más de 80 cm, y muy bajas velocidades (Tabla 2.3.1.2 y Figura 2.3.1.8). Aunque el rango de profundidades más frecuente es el de 25 a 30 cm (22% de la superficie), la mitad de la superficie total presenta profundidades mayores a 40 cm y un 70% del área tiene velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ . Es una zona con fuerte dominio de roca madre como sustrato (70%) y más del 60% son áreas de refugio combinado. Se trata de un tramo bastante apto para la presencia de truchas de gran tamaño según las características del hábitat. Sólo el 12.7% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, dominada por *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra* y *Salix spp*



**Figura 2.3.1.8.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Aspurz (740).

En la localidad situada en el río Zatoia (Ochagavía, 930), con una altitud de 840 metros, el cauce tiene una anchura media de 7 m y una pendiente del 10 por mil. Existe una gran variedad de mesohábitats (Tabla 2.3.1.2 y Figura 2.3.1.9), que se distribuyen de forma uniforme a lo largo del tramo, con presencia de rápidos y pozas, unidas a través de zonas de transición de tablas y corrientes, que ocupan la mayor parte del tramo. La mitad de la superficie del tramo tiene profundidades inferiores a 15 cm y el 85% por debajo de 30 cm. Predominan las bajas velocidades de corriente con casi un 90% de la superficie total con velocidades inferiores a  $0.3 \text{ m s}^{-1}$  y un 67% con velocidades iguales a  $0 \text{ m s}^{-1}$ . En cuanto al sustrato, predominan en igual proporción la roca madre y los bloques, aunque con cierta presencia de zonas de piedras (15%). La mayor parte del tramo no ofrece ningún tipo de refugio, existiendo en algunas zonas refugio frente a la velocidad de corriente.



**Figura 2.3.1.9.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Ochagavía (930).

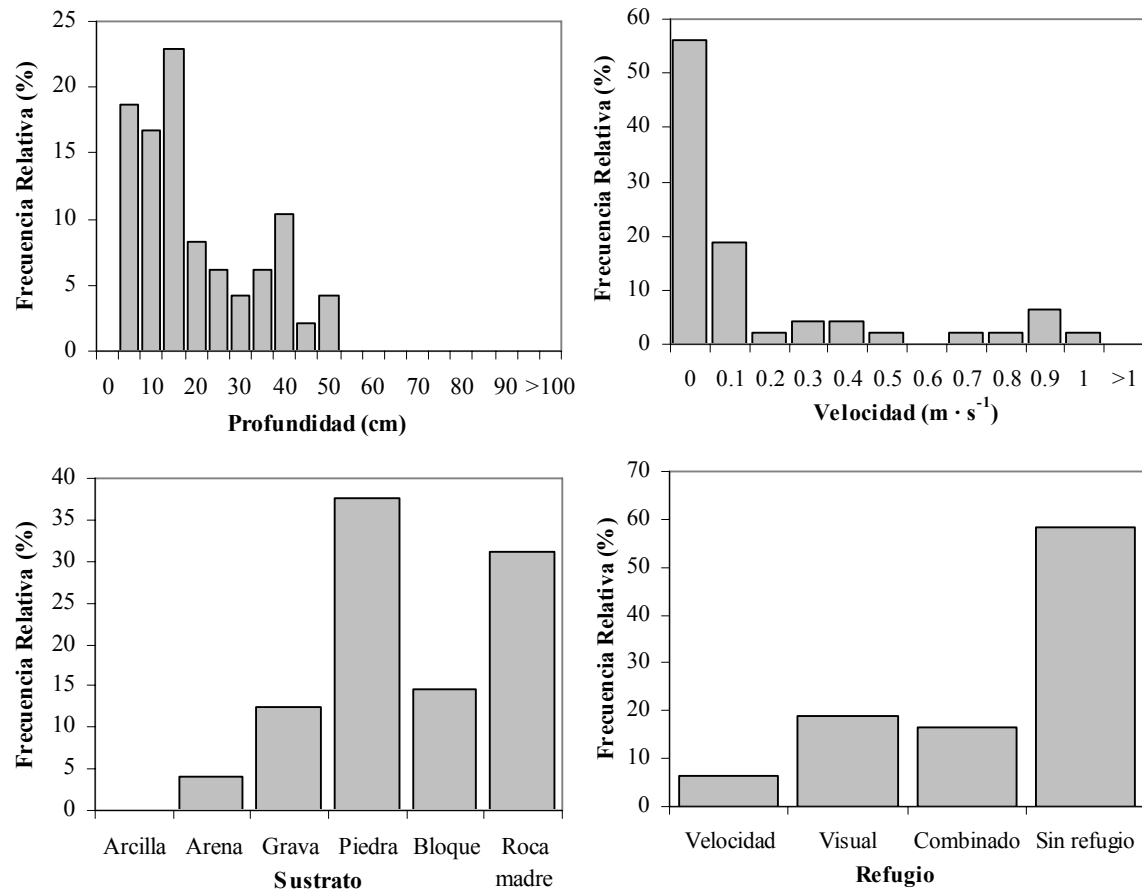
### Río Areta

En la Tabla 2.3.1.3 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en la localidad de estudio.

**Tabla 2.3.1.3.** Porcentaje de cada tipo de mesohábitat dentro del tramo en estudio.

Ongo (1010)	
Poza	14.5
Tabla	306
Corriente	12,9
Rápido	33.9
Cascada	8.1
Salto	0.0

En el tramo representado por la localidad de Areta en Ongo (1010), situada en un valle abierto a una altitud de 600 metros, el cauce tiene una anchura media de 5.2 m y una pendiente del 30 por mil. El mesohábitat predominante son los rápidos (Tabla 2.3.1.3), es decir, zonas muy someras con velocidad de corriente elevada. Existe una importante proporción de zonas de tabla en el tramo, que también presentan aguas someras pero con velocidades más bajas que en los rápidos. Debido a esto, el 60% de la superficie del tramo tiene profundidades menores a 15 cm. También se encuentra, aunque con una representatividad menor, una zona de pozas con profundidades superiores a 45 cm. De este modo, el 17% de la superficie del tramo presenta profundidades superiores a 35 cm, alcanzándose una profundidad máxima de 49 cm. El 75% de la superficie del tramo presenta velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . La mayor parte de la localidad tiene un sustrato de tamaño medio, formado principalmente por piedras y gravas, aunque más del 30% de la superficie comprende a zonas de roca madre. En la mayor parte del tramo (58%) no hay zonas de refugio para las truchas, existiendo casi la misma proporción de áreas con refugio por aislamiento visual que de áreas con refugio combinado (Figura 2.3.1.10). Toda la superficie del tramo se encuentra en sombra (100%). La vegetación de ribera se encuentra bien conservada y está dominada por *Acer platanoides*, *Quercus faginea*, *Salix* spp. y *Buxus sempervirens*.



**Figura 2.3.1.10.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Ongoz (1010).

### Río Irati

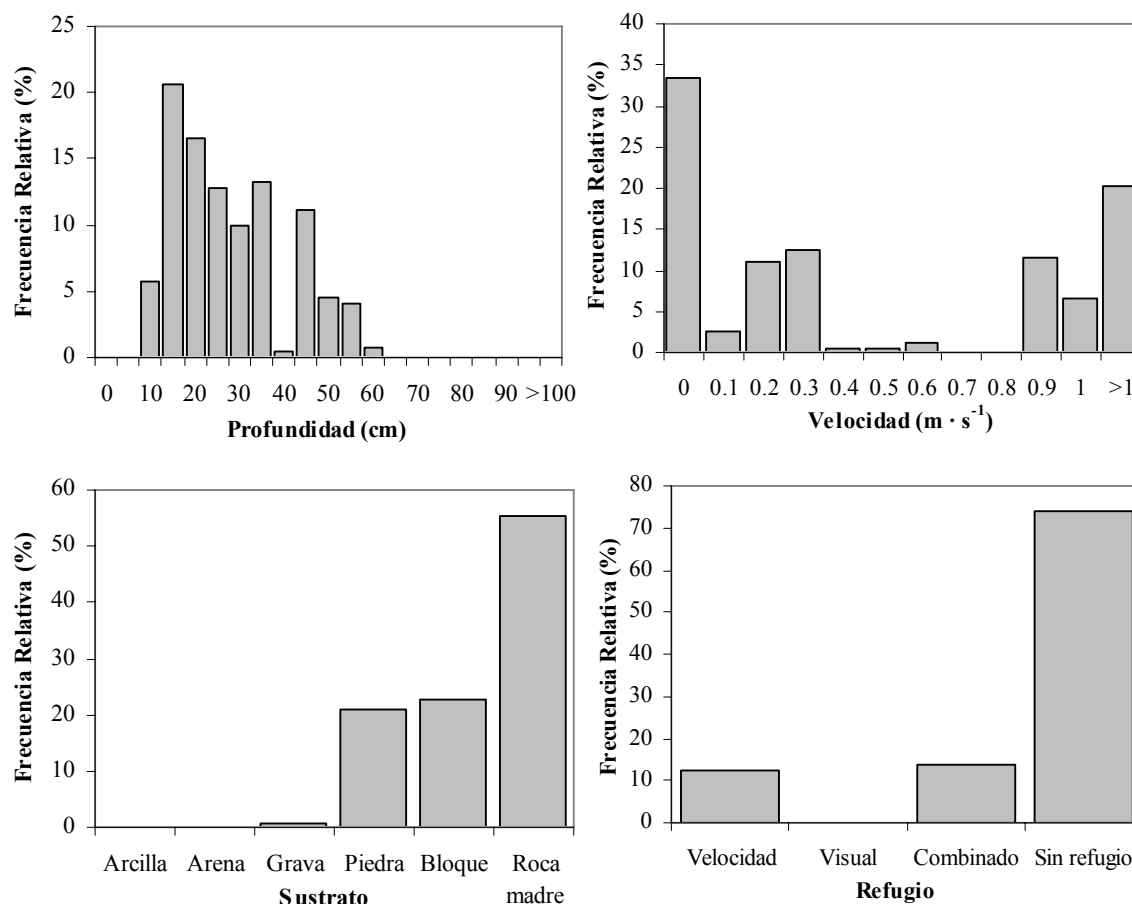
En la Tabla 2.3.1.4 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.4.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

	Virgen de las Nieves (1110)	Orbaitzeta (1130)	Legartza (1136)
Poza	19.4	50.0	53.4
Tabla	0.0	0.0	28.8
Corriente	44.4	0.0	0.0
Rápido	33.3	50.0	17.8
Cascada	2.8	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0

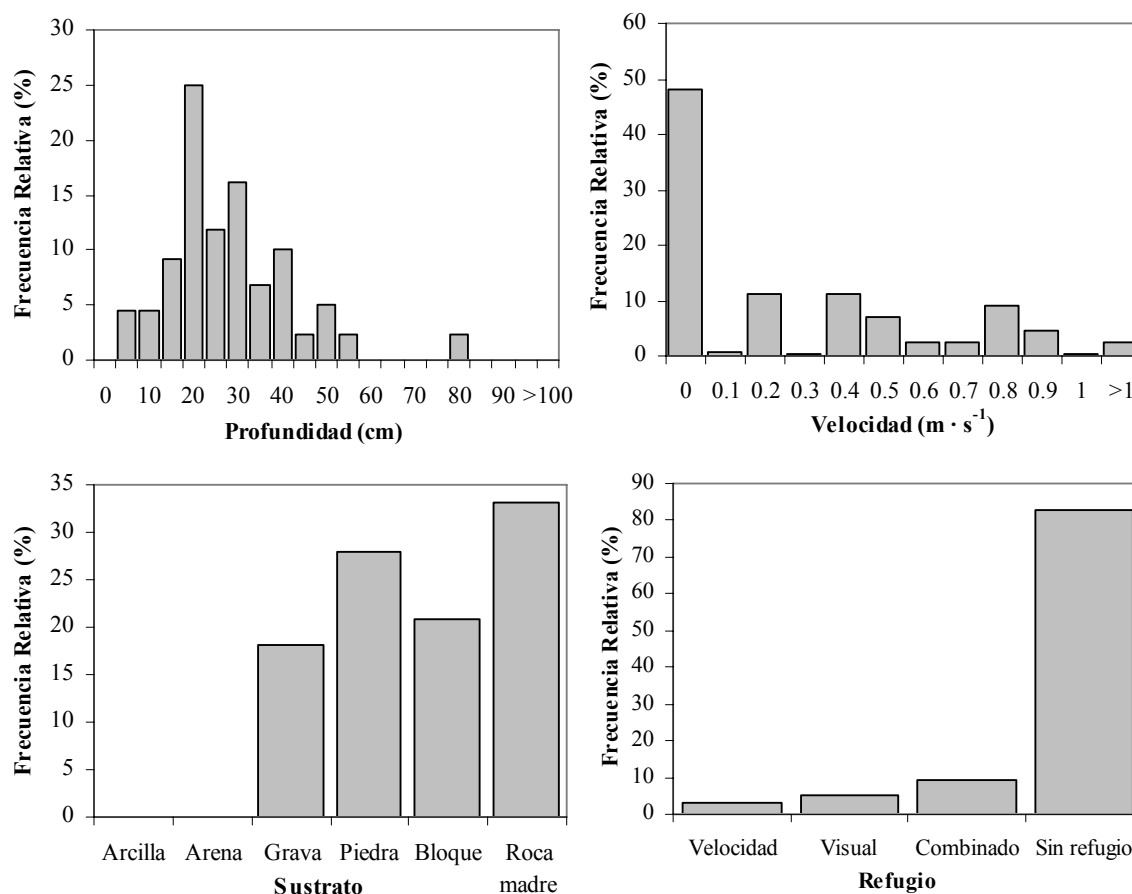
En el tramo representado por la localidad de Virgen de las Nieves (1110), situada a 840 metros de altitud, el cauce tiene una anchura media de 6.5 m y una pendiente del 7 por mil. El mesohábitat predominante son las corrientes (Tabla 2.3.1.4), zonas de escasa profundidad y velocidades medias-bajas. También existe una importante proporción de zonas de rápidos en el tramo, zonas de aguas someras con velocidades superiores a  $2 \text{ m s}^{-1}$ . También se encuentra, aunque con una representatividad menor, una zona de pozas, con profundidades superiores a 50 cm y ligada a la presencia de sustrato de bloques. De este modo, casi el 80% de la superficie del tramo se encuentra ocupada por profundidades comprendidas entre 5 y 35 cm, alcanzándose una profundidad máxima de 59 cm. El 60% de la superficie del tramo tiene velocidades inferiores a  $0.3 \text{ m s}^{-1}$ , aunque casi el 40% restante presenta velocidades de corriente superiores a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ , como consecuencia de la importante zona de rápidos antes comentada. La mayor parte del tramo (55%) corresponde a zonas de roca madre y un 23% a zonas de bloques, en este caso ligadas a la poza antes descrita. El resto del tramo (21%) presenta un sustrato dominado por piedras. En el 75% de la superficie del tramo no existe refugio para las truchas y en el 25% restante se encuentran en igual proporción zonas con refugio frente a la velocidad de corriente y zonas con refugio combinado (Figura 2.3.1.11). Únicamente el 15% de la superficie del tramo se encuentra en sombra. La vegetación de ribera está dominada por *Fagus sylvatica* apareciendo como especie acompañante el Abeto *Abies alba*.





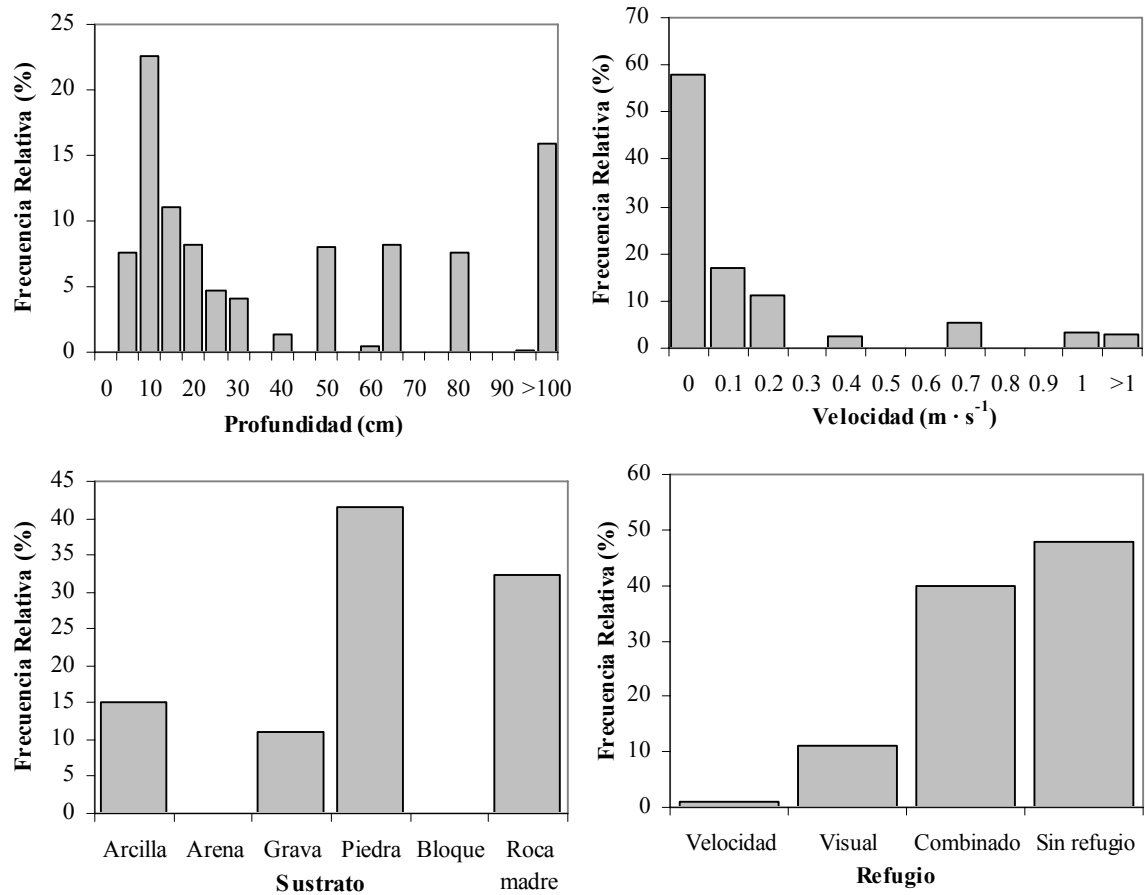
**Figura 2.3.1.11.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Virgen de las Nieves (1110).

En la localidad de Orbaitzeta (1130), situada a 740 metros, el cauce tiene una anchura media de 22 m, y una pendiente del 3 por mil. Presenta en la misma proporción dos zonas bien diferenciadas, una de rápidos con poca profundidad y alta velocidad de corriente, y otra de aguas más lentas con una gran poza central que alcanza profundidades de hasta 79 cm. Así, el 70% de la superficie del tramo presenta profundidades comprendidas entre 15 y 40 cm y velocidades inferiores a 0.4 m s<sup>-1</sup>. El sustrato presente en el tramo resulta muy variado, encontrándose en casi igual proporción sustratos de distinto tamaño, desde gravas hasta roca madre. La mayor parte del tramo (83% de la superficie) no presenta refugio para las truchas (Tabla 2.3.1.4 y Figura 2.3.1.12). Tan solo el 22% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación ribereña, que está constituida por *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa* y *Salix* spp.



**Figura 2.3.1.12.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Orbaizeta (1130).

En el tramo del río Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136), situado a 760 m de altitud, el cauce tiene una anchura media de 8.2 m, y una pendiente del 10 por mil. Existe una zona de predominio de pozas (53.4% de la superficie) que provoca que más del 40% de la superficie del tramo tenga profundidades mayores a 45 cm, llegando hasta 115 cm. Además, el 58% del tramo tiene velocidades de 0  $m \cdot s^{-1}$ , un claro dominio de los sustratos de tamaño medio y pequeño, principalmente piedras (41.5%), y un refugio predominante combinado (40%). El resto del tramo está constituido por zonas de tablas y rápidos sin refugio, por lo que un 50% de la superficie tiene profundidades inferiores a 20 cm (Tabla 2.3.1.4 y Figura 2.3.1.13). La mayor parte de la superficie del tramo (95%) se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, que está constituida por *Salix atrocinerea*, *Alnus glutinosa*, *Salix caprea*, *Salix* sp. y *Corylus avellana*.



**Figura 2.3.1.13.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad Fábrica de Orbaitzeta (1136).

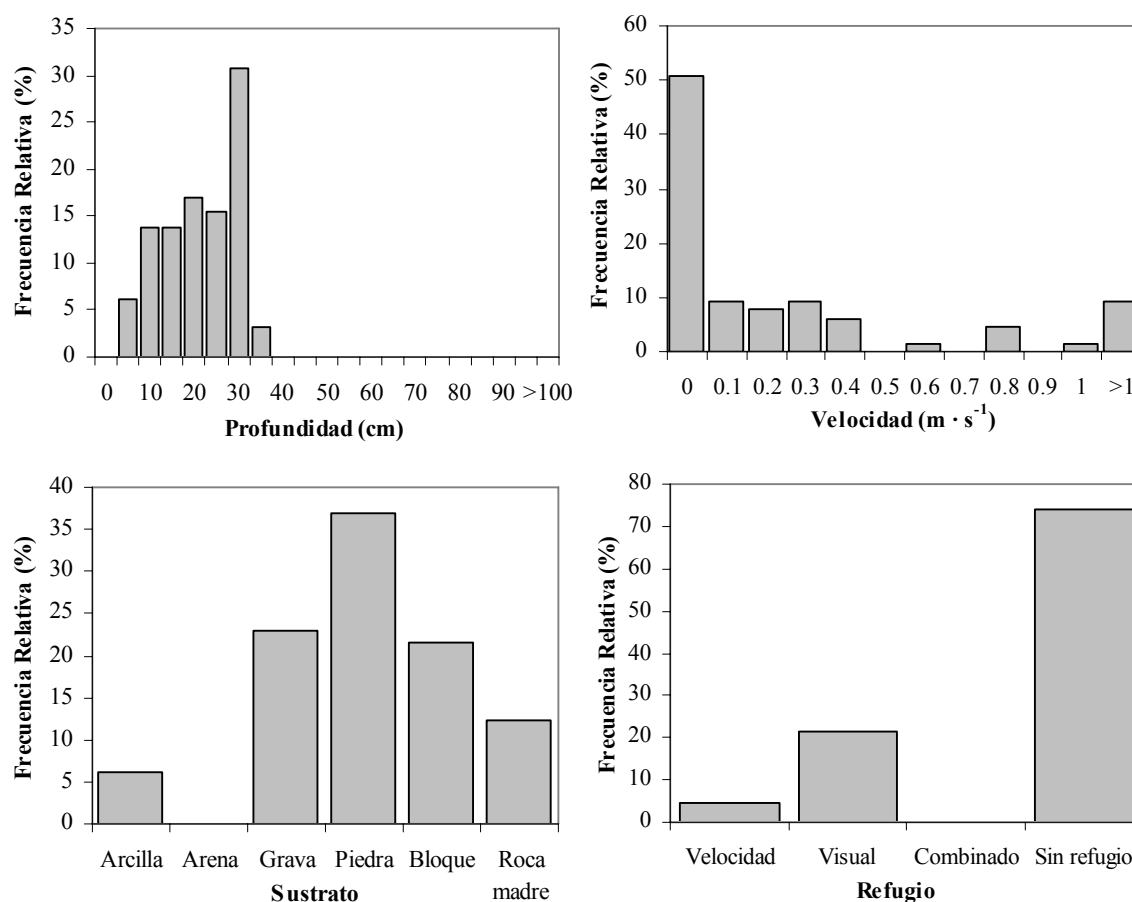
### Río Urrobi

En la Tabla 2.3.1.5 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.5.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

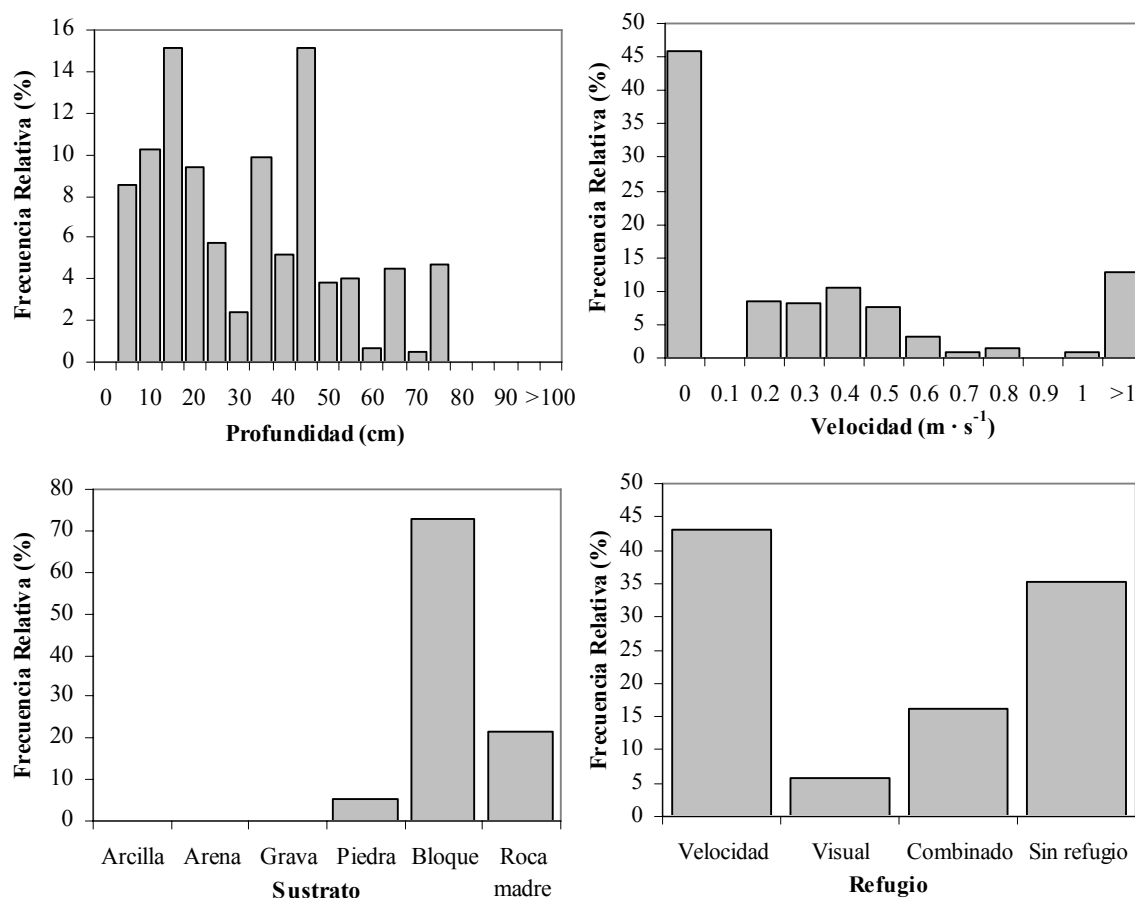
	Burguete (1220)	Espinal (1250)	Uriz (1260)
Poza	0.0	71.4	21.6
Tabla	52.9	0.0	0.0
Corriente	0.0	0.0	29.4
Rápido	47.1	28.6	49.0
Cascada	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad de Burguete (1220), situado a una altitud de 900 metros, el cauce tiene una anchura media de 6.1 m, y una pendiente media del 10 por mil. Los mesohábitats predominantes son las tablas y los rápidos en una proporción similar (Tabla 2.3.1.5). Por tanto, el tramo está constituido por zonas de escasa profundidad, donde en ningún punto del cauce se superan los 35 cm. En la mayor parte de la superficie del tramo (63%) aparecen profundidades comprendidas entre 16 y 30 cm. A pesar de la gran proporción de rápidos, sólo el 20% de la superficie tiene velocidades superiores a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ , la mayor parte del tramo (60%) tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . En cuanto al sustrato, resulta bastante heterogéneo, aunque la mayor parte del cauce está conformado por sustrato de tamaño medio, como gravas y piedras. Gran parte del tramo está formado por zonas sin refugio (73%), mientras que el resto de la superficie corresponde a zonas con refugio por aislamiento visual, principalmente por las cornisas y la vegetación existente en las orillas (Figura 2.3.1.14). El tramo se encuentra en sombra en su práctica totalidad, 97%. La vegetación de ribera está dominada por *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*.



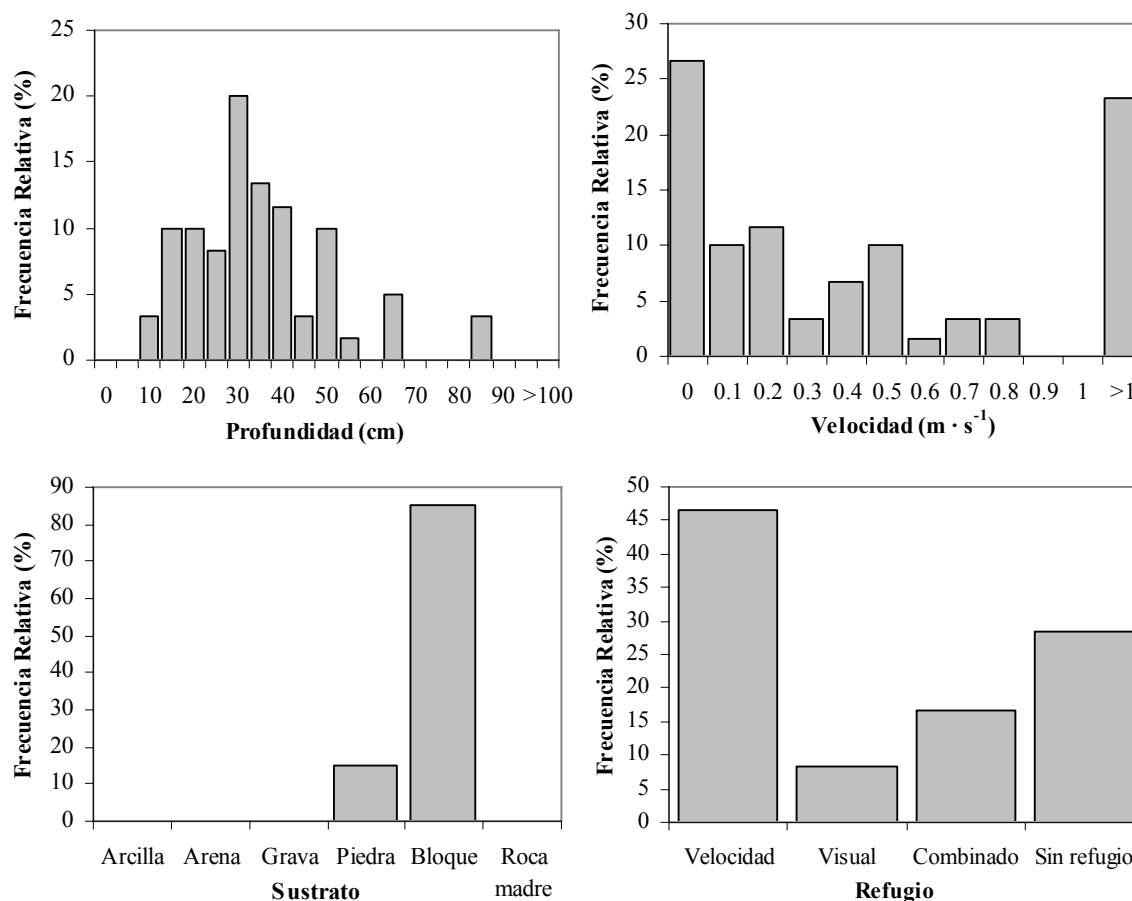
**Figura 2.3.1.14.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Burguete (1220).

En la localidad de Espinal (1250), situada a 820 metros de altitud, el cauce presenta una anchura media de 8.6 m, una pendiente media del 23%, y un perfil asimétrico, presentando la orilla izquierda un talud vertical y la derecha una pendiente suave. El tramo consiste en una sucesión de rápido-pozas sin apenas zonas de transición, con una proporción visiblemente mayor de pozas que de rápidos (Tabla 2.3.1.5). Este hecho provoca una distribución bastante proporcionada en lo referente a la profundidad, con un tercio de la superficie que presenta valores superiores a 40 cm, llegando hasta los 75 cm, otro tercio de la superficie a profundidades inferiores a 15 cm, estando comprendido el resto entre 15 y 40 cm. La gran proporción de pozas se traduce por otra parte en que casi la mitad de la superficie del tramo tiene velocidades de corriente de 0  $\text{m s}^{-1}$ , aunque un 12% de dicha superficie tiene velocidades por encima de 1  $\text{m s}^{-1}$ . El sustrato predominante son los bloques, representando casi un 75% de la superficie total. Existe mayor proporción de zonas con refugio que sin refugio y éste se debe principalmente a refugio frente a la velocidad que proporcionan los grandes bloques, así como el refugio combinado que proporcionan las zonas de poza. En definitiva, se puede decir que este tramo del río es realmente adecuado para la presencia de truchas adultas de gran tamaño (Figura 2.3.1.15). El porcentaje de tramo sombreado es del 43%. La vegetación de ribera está constituida por un hayedo muy bien conservado.



**Figura 2.3.1.15.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Espinal (1250).

El tramo estudiado en Uriz (1260), situado a una altitud de 620 metros, tiene una anchura media de 9 m, y una pendiente del 10 por mil. Se trata de una zona dominada por rápidos y corrientes (Tabla 2.3.1.5), lo que provoca que más de la mitad de la superficie del tramo tenga profundidades inferiores a 30 cm y un 25% de dicha superficie tenga velocidades por encima de  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Por otro lado, la existencia de una zona con poza lateral provoca que un 20% del área se encuentre a profundidades superiores a 45 cm, llegando hasta 86 cm. De hecho, casi la mitad del tramo tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ . Prácticamente todo el tramo estudiado está formado por grandes bloques, por lo que al igual que pasaba en la localidad de Espinal existe una gran proporción de zonas de refugio frente a la velocidad de corriente (Figura 2.3.1.16). El 46% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, la cual está constituida por *Alnus glutinosa* y *Acer spp.*



**Figura 2.3.1.16.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Uriz (1260).

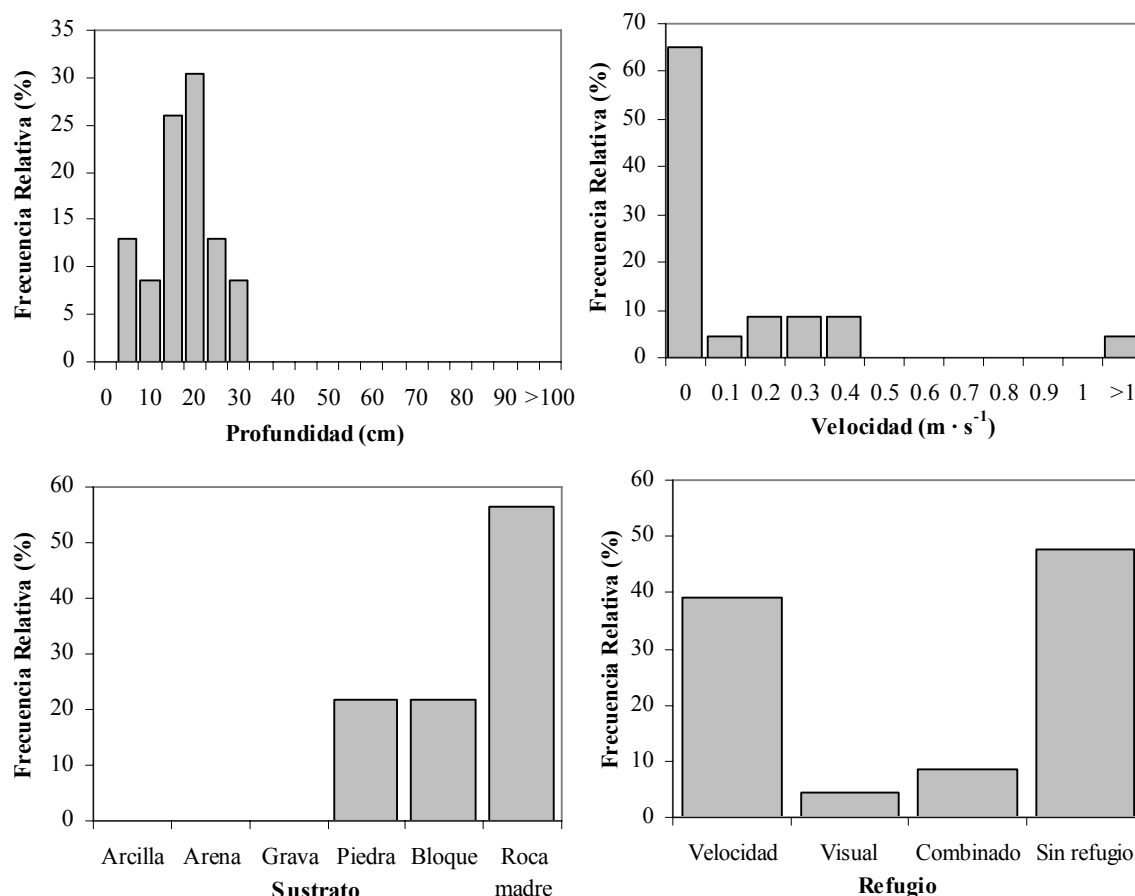
### Río Erro

En la Tabla 2.3.1.6 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.6.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

	Sorogain (1310)	Erro (1330)	Zunzarren (1340)
Poza	0.0	45.1	6.7
Tabla	20.0	0.0	70.7
Corriente	80.0	0.0	17.1
Rápido	0.0	32.9	7.1
Cascada	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0

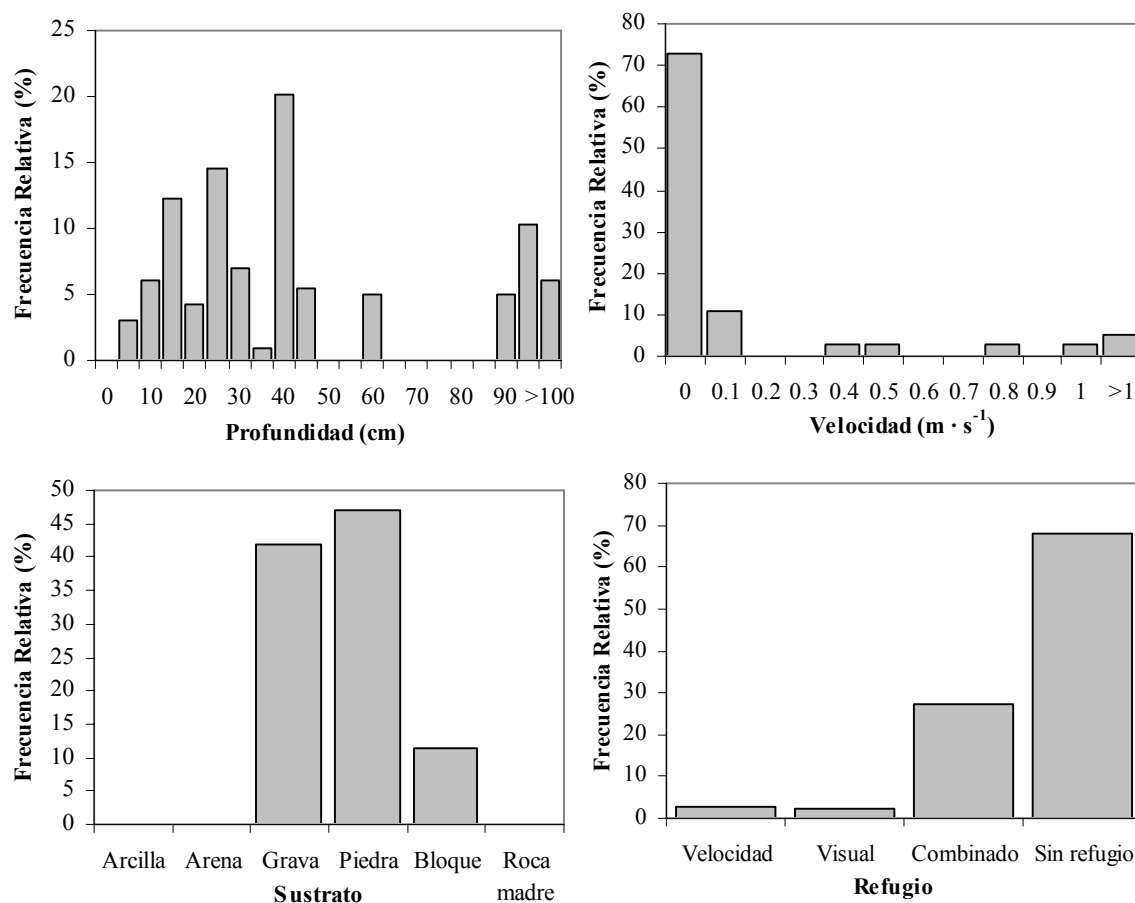
La localidad de Sorogain en Sorogain (1310) se encuentra en un arroyo de cabecera del río Erro a una altitud de 780 metros. En el tramo estudiado, el cauce tiene una anchura media de 4.5 metros y una pendiente media del 13 por mil. El mesohábitat predominante son las corrientes (Tabla 2.3.1.6), zonas con escasa profundidad y velocidades medias-bajas. Así, en ninguna zona del cauce se alcanzan profundidades superiores a 35 cm y más del 75% de la superficie del tramo en estudio se encuentra a profundidades menores de 20 cm. Las velocidades predominantes son las inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , estando la práctica totalidad de la superficie del tramo a velocidades por debajo de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . El sustrato dominante es la roca madre (56.5%), mientras que en el resto de la superficie del tramo existe la misma proporción de zonas de bloques y de piedras. La mitad de la superficie del tramo corresponde a zonas sin refugio y en el resto de la localidad domina el refugio frente a la velocidad de corriente (40%) (Figura 2.3.1.17). El porcentaje de tramo sombreado es del 65%. El tramo se encuentra dentro de un hayedo bien conservado, por lo que la vegetación de ribera se encuentra dominada por *Fagus sylvatica*, apareciendo como especies acompañantes *Buxus sempervirens*, *Corylus avellana* y *Acer campestre*.



**Figura 2.3.1.17.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Sorogain (1310).

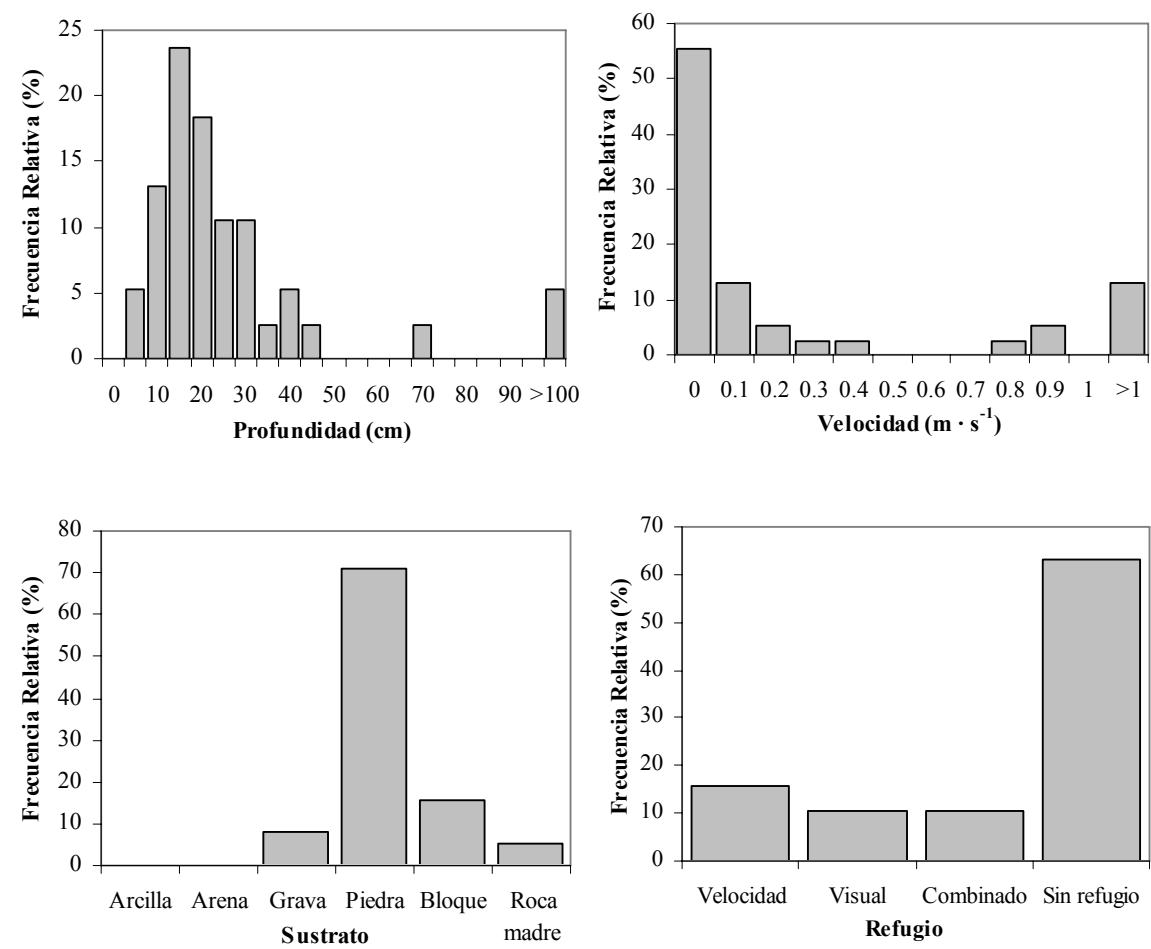
La localidad de Erro (1330) se sitúa a una altitud de 640 metros. El tramo tiene una anchura media de 10.5 m y una pendiente media del 13.5 por mil, y está constituido en su mayor parte por zonas de pozas, alcanzándose en algunas zonas del cauce profundidades de hasta 105 cm, lo que proporciona una elevada superficie de hábitat disponible para las truchas adultas, al reunir unas condiciones ideales (gran profundidad, escasa velocidad de corriente y refugio) (Tabla 2.3.1.6). Existe también una elevada proporción de zonas de tablas, con profundidades y velocidades medias-bajas, aunque la mayor parte del cauce se encuentra con profundidades inferiores a 25 cm (casi un 45% de la superficie total del tramo). A pesar del refugio que ofrecen las zonas de pozas (27% de la superficie), la mayor parte del tramo corresponde a áreas sin refugio (68%). En cuanto al sustrato, casi toda la superficie está ocupada por zonas con sustrato de tamaño medio, como gravas y piedras (Figura 2.3.1.18). Tan solo el 7% de la superficie del cauce se encuentra en sombra, estando el tramo así a pleno sol. La vegetación ribereña está dominada por *Acer campestre*, *Populus nigra*, *Populus tremula*, *Corylus avellana*, *Tilia platyphyllo* y *Salix atrocinerea*.





**Figura 2.3.1.18.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Erro (1330).

La localidad de Zunzarren (1340) está situada a una altitud de 560 metros en un valle abierto. El tramo tiene una anchura media de 8 m, y una pendiente media del 10 por mil. Está ocupado en su mayor parte por tablas (71% de la superficie, Tabla 2.3.1.6), por lo que las profundidades alcanzan valores bajos en el rango 10-30 cm (65% de la superficie) y las velocidades son inferiores a 0.2 m s<sup>-1</sup> (75%). Por otra parte, las piedras son el sustrato dominante (71%) y la mayor parte del tramo no tiene refugio (63%) (Figura 2.3.1.19). La proporción de superficie del cauce sombreada es también baja, del 21.4%. La vegetación de ribera está constituida por *Fraxinus excelsior*, *Populus nigra*, *Acer campestre* y *Buxus sempervirens*.



**Figura 2.3.1.19.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Zunzarren (1340).

**Cuenca del Arga**

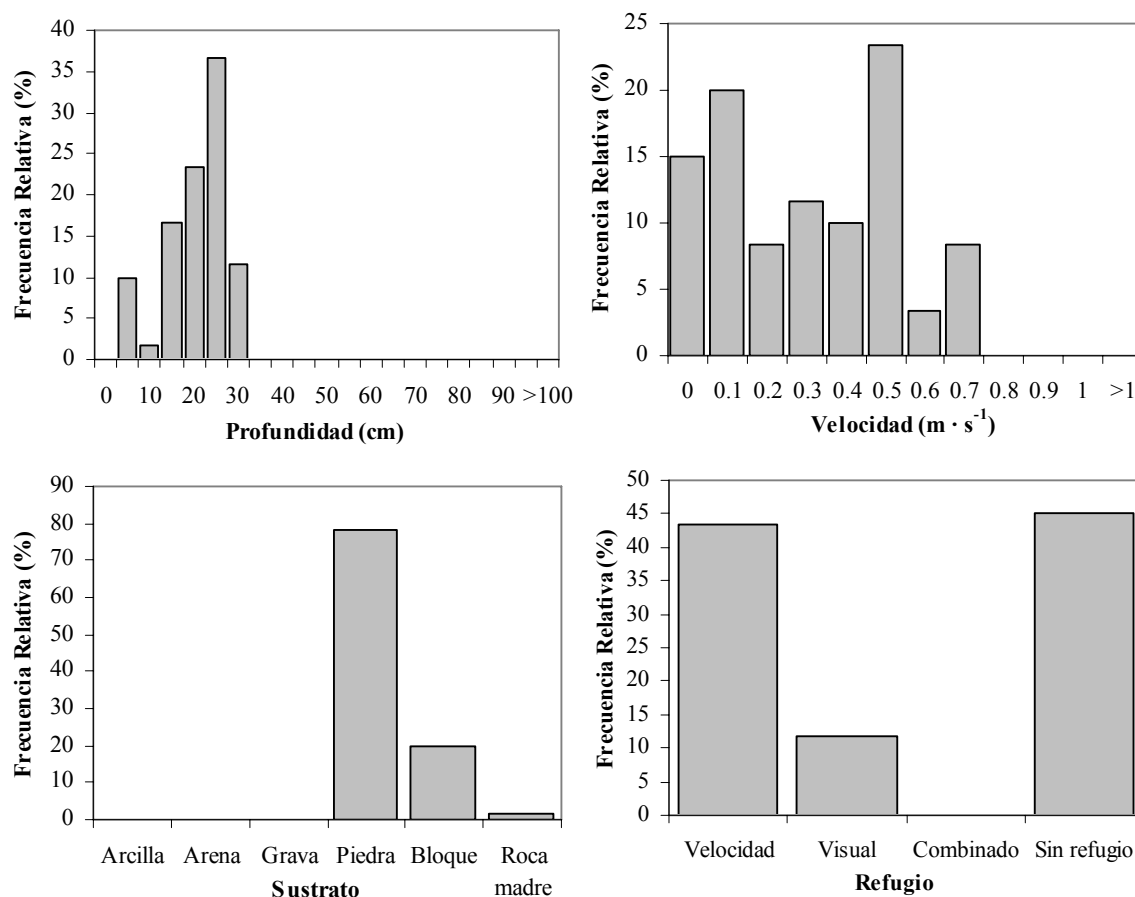
**Río Arga**

En la Tabla 2.3.1.7 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.7.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

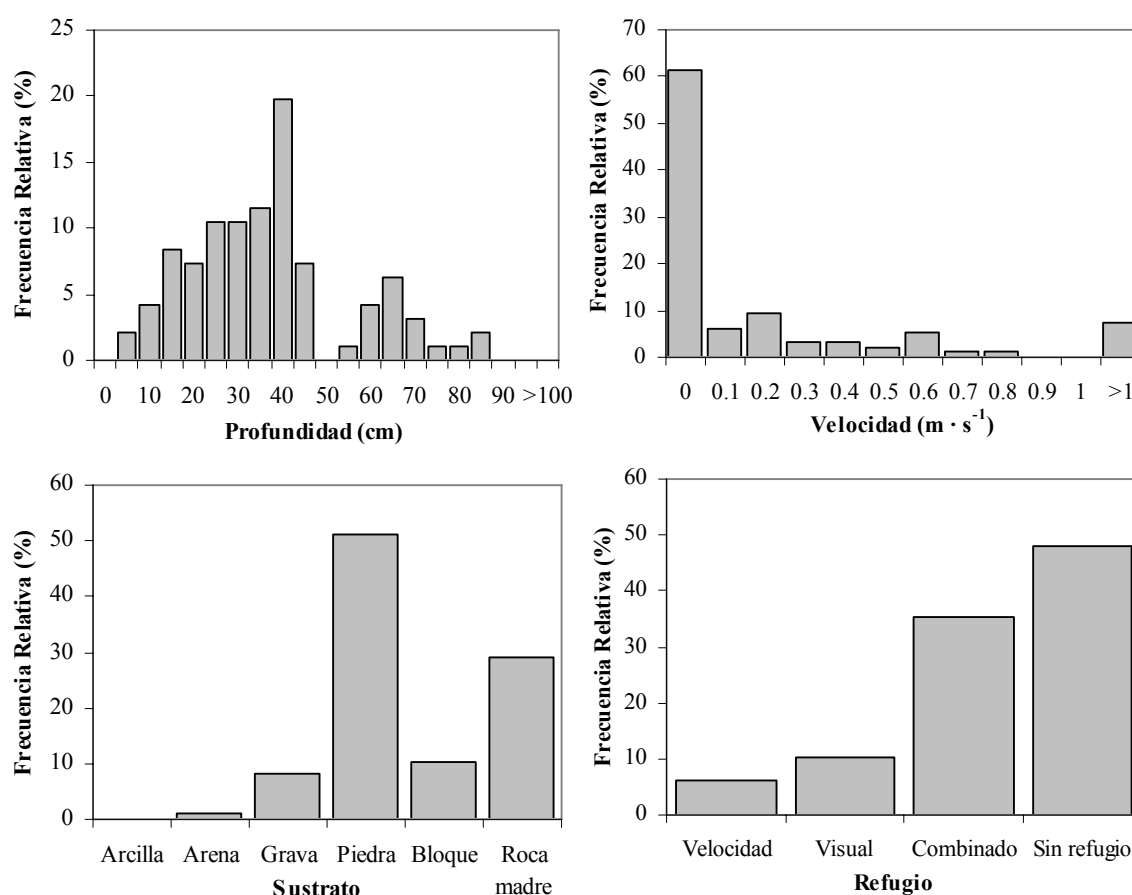
	Quinto Real (1420)	Urtasun (1440)	Idoi (1460)
Poza	0.0	47.5	0.0
Tabla	40.0	32.5	61.4
Corriente	60.0	0.0	22.9
Rápido	0.0	20.0	15.7
Cascada	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad de Quinto Real (1420), situada a una altitud de 700 metros, el cauce tiene una anchura media de 6 m y una pendiente media del 20 por mil. Los mesohábitats predominantes son las corrientes y las tablas (Tabla 2.3.1.7), zonas de bajas profundidades y velocidades medias-bajas. En consecuencia, toda la superficie del tramo de estudio se encuentra a profundidades inferiores a 30 cm, con más de un 75% de la superficie a profundidades comprendidas entre 11 y 25 cm. La mayor parte del tramo (53% de la superficie) tiene velocidades comprendidas entre 0.2 y 0.5  $\text{m s}^{-1}$ , y el 35% velocidades inferiores a 0.1  $\text{m s}^{-1}$ . El sustrato predominante corresponde a piedras (78%), siendo el resto zonas de bloques. Existe prácticamente la misma proporción de zonas sin refugio que de zonas con refugio frente a la velocidad de corriente (Figura 2.3.1.20). El 83.6% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, formada por un hayedo en muy buen estado de conservación.



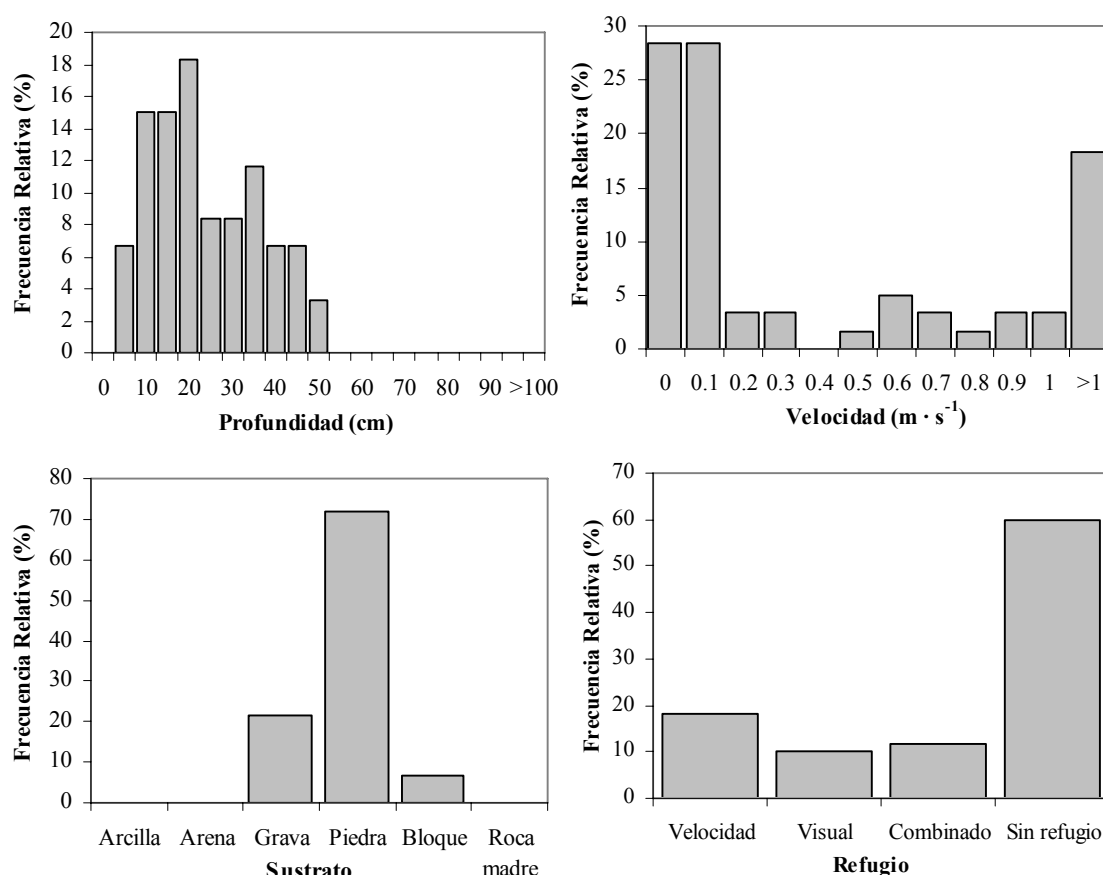
**Figura 2.3.1.20.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Quinto Real (1420).

La localidad de Urtasun (1440) se encuentra a una altitud de 560 metros. La anchura media del cauce alcanza los 11.7 m y la pendiente el 10 por mil. La mitad del tramo estudiado es una zona de poza de gran profundidad y velocidades bajas, que ofrece una importante área de refugio para las truchas de mayor tamaño. Otra parte importante del tramo (20%) está constituida por rápidos, es decir zonas someras y de altas velocidades de corriente, con una zona de transición de profundidades y velocidades medias (Tabla 2.3.1.7). Esto provoca que la mitad de la superficie del tramo tenga profundidades mayores a 40 cm (llegando a profundidades de 83 cm) y casi el 70% de la superficie tenga velocidades inferiores a 0.1 m s. En lo referente al tipo de sustrato, predominan los de granulometría media como las piedras, aunque hay una importante proporción de zonas de roca madre. La mitad de la superficie del tramo (48%) corresponde a zonas sin refugio pero, debido a la presencia de importantes zonas de pozas, un 35% de la superficie ofrece refugio combinado (Figura 2.3.1.21). El 26.3% de la superficie del tramo se encuentra en sombra. La vegetación de ribera se encuentra bien conservada y está dominada por *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* y *Salix* spp.



**Figura 2.3.1.21.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Urtasun (1440).

La localidad de Idoi (1460), situada a 500 metros de altitud, se ubica en una zona donde el cauce del río tiene una anchura media de 12 m y una pendiente del 11 por mil. Predominan las zonas de tablas, de profundidad media y bajas velocidades (Tabla 2.3.1.7, Figura 2.3.1.22). Sin embargo, también existe una importante proporción de zonas de corrientes y rápidos, con aguas someras y altas velocidades de corriente. De hecho, en el 55% del tramo las profundidades son inferiores a 20 cm y aunque un 57% de dicha superficie tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , también existe una importante proporción de superficie (18%) con velocidades superiores a  $1 \text{ m s}^{-1}$ . En el tramo dominan los sustratos de granulometría media, principalmente gravas y piedras. El 60% de la superficie corresponde a zonas sin ningún tipo de refugio, mientras que dentro de las zonas con refugio, aparecen con mayor frecuencia zonas con refugio frente a la velocidad de corriente. El 40.9% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, que se encuentra bien conservada y está dominada por *Ulmus minor*, *Salix* spp., *Corylus avellana*, *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior* y *Populus nigra*.



**Figura 2.3.1.22.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Idoi (1460).

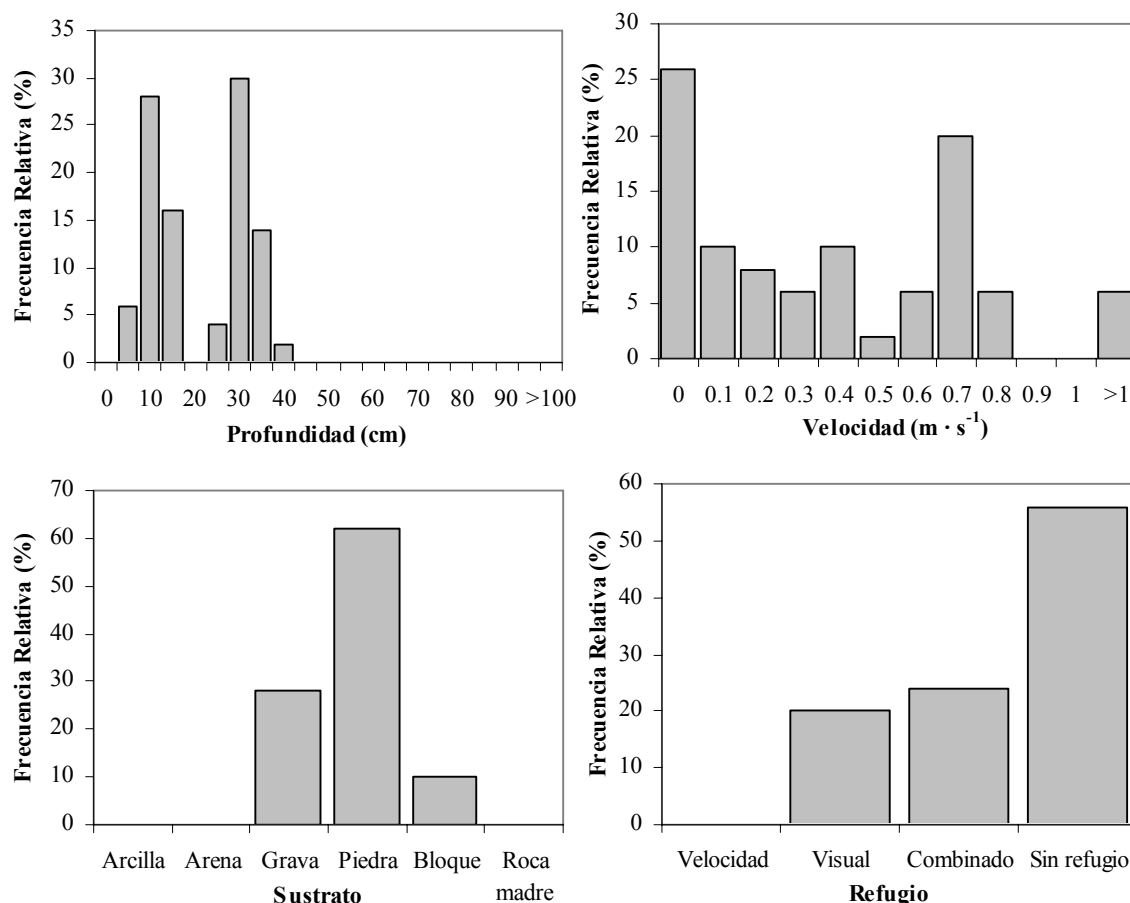
### Río Ultzama

En la Tabla 2.3.1.8 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.8.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

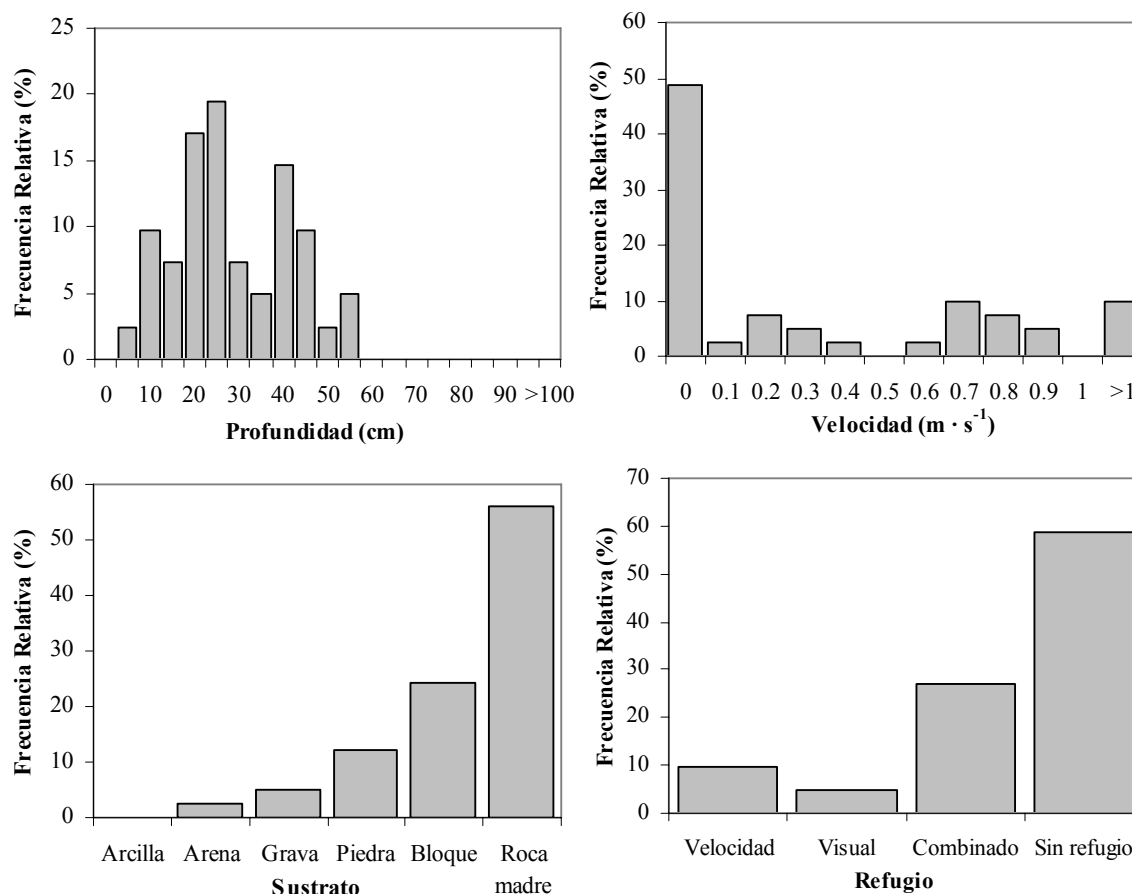
	Olagüe (1520)	Iraizotz (1620)	Latasa (1625)	Olave (1630)
Poza	11.7	0.0	25.0	0.0
Tabla	24.7	30.8	32.1	83.3
Corriente	0.0	69.2	10.7	16.7
Rápido	63.6	0.0	32.1	0.0
Cascada	0.0	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0	0.0

En el tramo del río Ultzama representado por la localidad de Iraizotz (1620), situado a una altitud de 540 m, el cauce tiene una anchura media de 6.4 m, y una pendiente media del 13 por mil. El mesohábitat predominante son las corrientes (Tabla 2.3.1.8), es decir zonas someras con velocidades medias. En consecuencia, ningún punto del cauce supera 40 cm de profundidad y la mitad de la superficie se encuentra a profundidades inferiores a 15 cm. Las zonas con velocidad inferior a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  son las más frecuentes (36% de la superficie del tramo), aunque gran parte del tramo tiene velocidades entre  $0.4$  y  $0.8 \text{ m s}^{-1}$  (50%). La mayor parte de la superficie del cauce tiene sustratos de tamaño medio como gravas (28%) y, sobre todo, piedras (62%). Más de la mitad del tramo corresponde a zonas sin refugio (56%) y el resto tiene en la misma proporción zonas con refugio por aislamiento visual y refugio combinado (Figura 2.3.1.23). El 76.5% de la superficie del tramo se encuentra en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera existente, algo alterada por usos agrícolas, y dominada por *Fraxinus excelsior* y *Alnus glutinosa*.



**Figura 2.3.1.23.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Irazotz (1620).

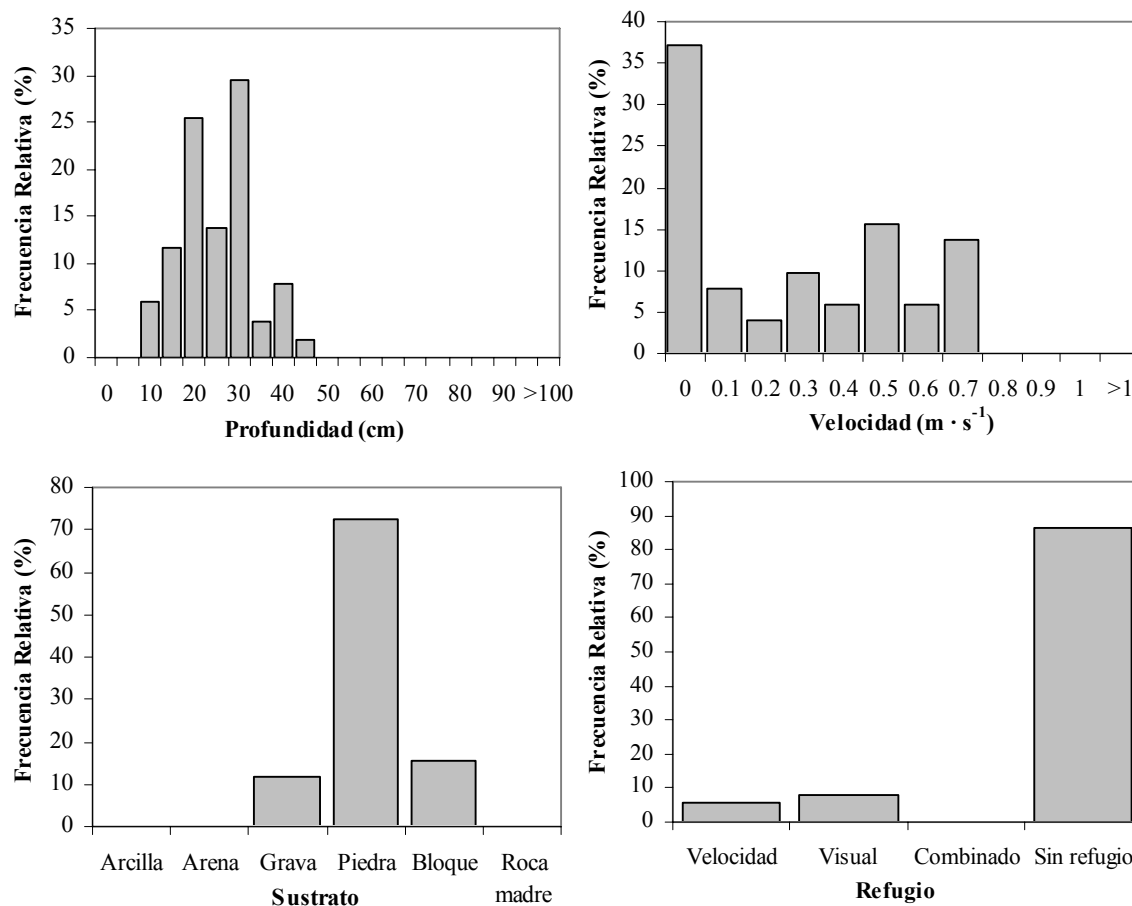
La localidad del río Ultzama en Latasa (1625) se encuentra a una altitud de 520 m. La anchura media del cauce alcanza 7.5 m y la pendiente media es del 8 por mil. El hábitat fluvial resulta muy heterogéneo, con proporciones similares de zonas de rápidos, tablas y pozas y, en menor proporción, de corrientes (Tabla 2.3.1.8). Aunque la mayor parte del tramo se encuentra a profundidades inferiores a 30 cm, existe una importante proporción de zonas con valores superiores a 40 cm, llegando hasta 55 cm. Por otro lado, la mitad de la superficie tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , aunque debido a la elevada proporción de zonas de rápidos y corrientes, más del 30% de dicha superficie tiene velocidades superiores a  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ . En cuanto al sustrato, el más representativo es la roca madre (56%), con importante presencia de zonas de bloques (25%). La mayor parte del tramo corresponde a zonas sin refugio (58%), aunque hay importantes zonas con refugio combinado (27%) (Figura 2.3.1.24). El 78.7% de la superficie del tramo se encuentra en sombra. La vegetación de ribera está bien conservada, dominando los sauces *Salix* spp. y alisos *Alnus glutinosa*.



**Figura 2.3.1.24.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Latasa (1625).

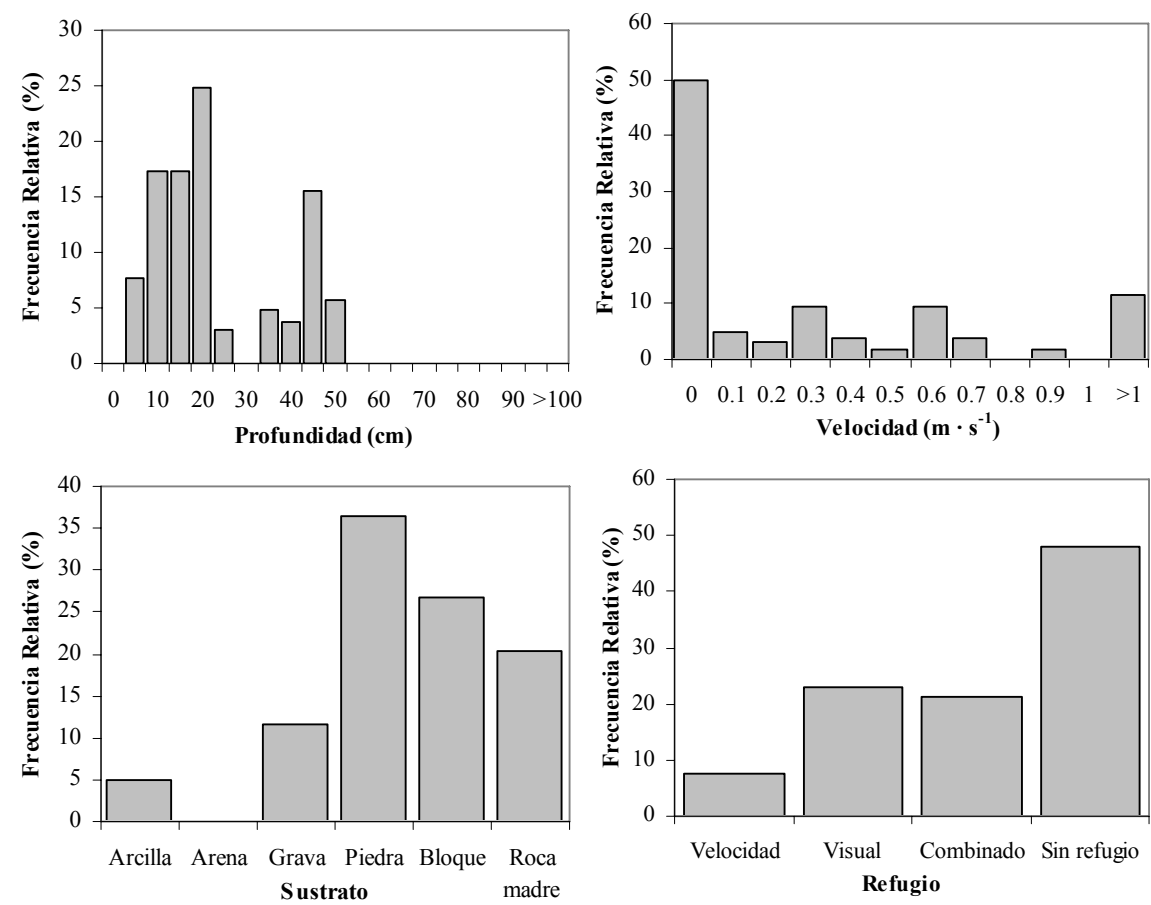
La localidad del río Ultzama en Olave (1630) está situada a una altitud de 460 m. Se ubica en una zona donde el cauce del río tiene una anchura mayor, de 12 m en promedio y una pendiente del 3 por mil. Existe un claro predominio de zonas de tablas (Tabla 2.3.1.8), de profundidad media y velocidades bajas. Casi toda la superficie del tramo (80%) se encuentra a profundidades comprendidas entre 15 y 30 cm, no sobrepasando en ningún caso 45 cm de profundidad. En ninguna parte del cauce se superan los  $0.7 m s^{-1}$  de velocidad, aunque una importante proporción del cauce (35%) tiene velocidades entre  $0.5$  y  $0.7 m s^{-1}$ , predominando las zonas con velocidades inferiores a  $0.3 m s^{-1}$ . En cuanto al sustrato, es un tramo con claro predominio de sustratos de granulometría media, piedras principalmente. Por último, en el tramo no existen apenas zonas con refugio (Figura 2.3.1.25). El porcentaje de tramo sombreado resulta en este caso menor, siendo del 55.5%, proporcionado por la vegetación de ribera, constituida por *Alnus glutinosa*, *Populus canadensis*, *Salix* spp. y *Ulmus* spp.





**Figura 2.3.1.25.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Olave (1630).

En el río Mediano, en el tramo representado por la localidad de Olagüe (1520), situada a 580 m de altitud, el cauce tiene una anchura media de 5 m, y una pendiente del 2 por mil. El mesohábitat predominante es el de rápido, es decir zonas de escasa profundidad y altas velocidades (Tabla 2.3.1.8). Además, hay que destacar la presencia de una zona de poza, aunque no llega a superar 50 cm de profundidad. En consecuencia, más de la mitad de la superficie del tramo de estudio se encuentra a profundidades por debajo de 20 cm, pero existe una gran proporción de zonas con valores superiores a 40 cm (30% de la superficie). Aunque la velocidad más frecuente en el tramo es la de 0 m  $s^{-1}$  (50% de la superficie), una gran parte del cauce (26%) tiene velocidades de corriente superiores a 0.6 m  $s^{-1}$ . En cuanto al sustrato, la distribución resulta muy heterogénea, aunque los tipos de sustrato más frecuentes son las piedras y los bloques. Existen más zonas con refugio que sin refugio, principalmente debido al aislamiento visual y combinado (Figura 2.3.1.26). El 60.3% de la superficie del tramo se encuentra en sombra. La vegetación de ribera se encuentra constituida por alisos *Alnus glutinosa*.



**Figura 2.3.1.26.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Olagüe (1520).

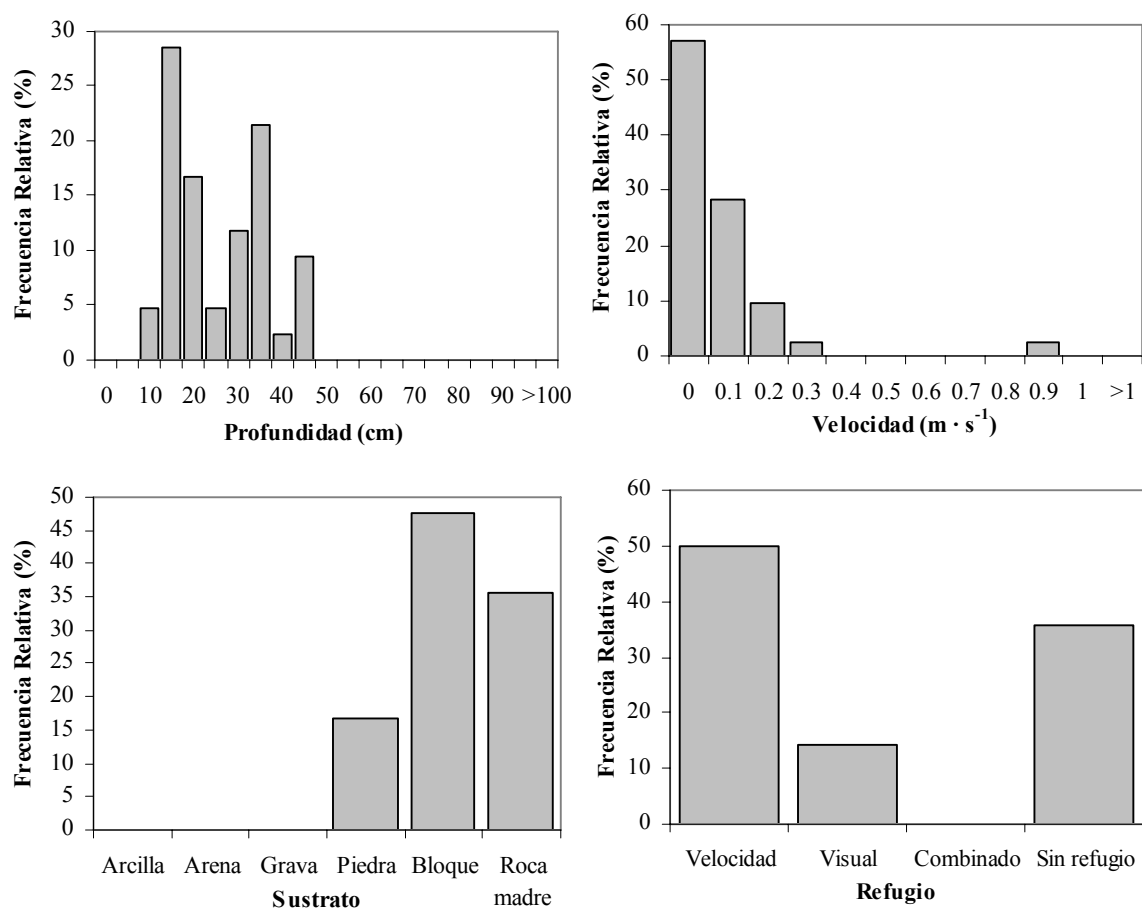
**Río Arakil**

En la Tabla 2.3.1.9 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.9.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro de los tramos de estudio.

Lizarragabengoa (1760)	
Poza	0.0
Tabla	55.5
Corriente	45.5
Rápido	0.0
Cascada	0.0
Salto	0.0

En el tramo estudiado del río Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760) el cauce tiene una anchura media de 3.5 m, siendo los mesohábitats predominantes las tablas y las corrientes (Tabla 2.3.1.9), zonas de escasa profundidad y velocidad de corriente. En consecuencia, la mayor parte de la superficie del tramo en estudio se encuentra a profundidades comprendidas entre 10 y 35 cm (85% de la superficie total), no sobrepasando en ninguna zona 45 cm de profundidad. La mayor parte del tramo presenta velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  (75% de la superficie). Por otra parte, predominan las zonas con sustrato de bloques y de roca madre. Estas zonas de bloques constituyen importantes áreas de refugio, de manera que el 50% de la superficie del cauce corresponde a zonas con refugio frente a la velocidad de corriente. El tramo presenta un hábitat físico especialmente apropiado para las truchas de edad 0+ (Figura 2.3.1.27).



**Figura 2.3.1.27.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Lizarragabengoa (1760).

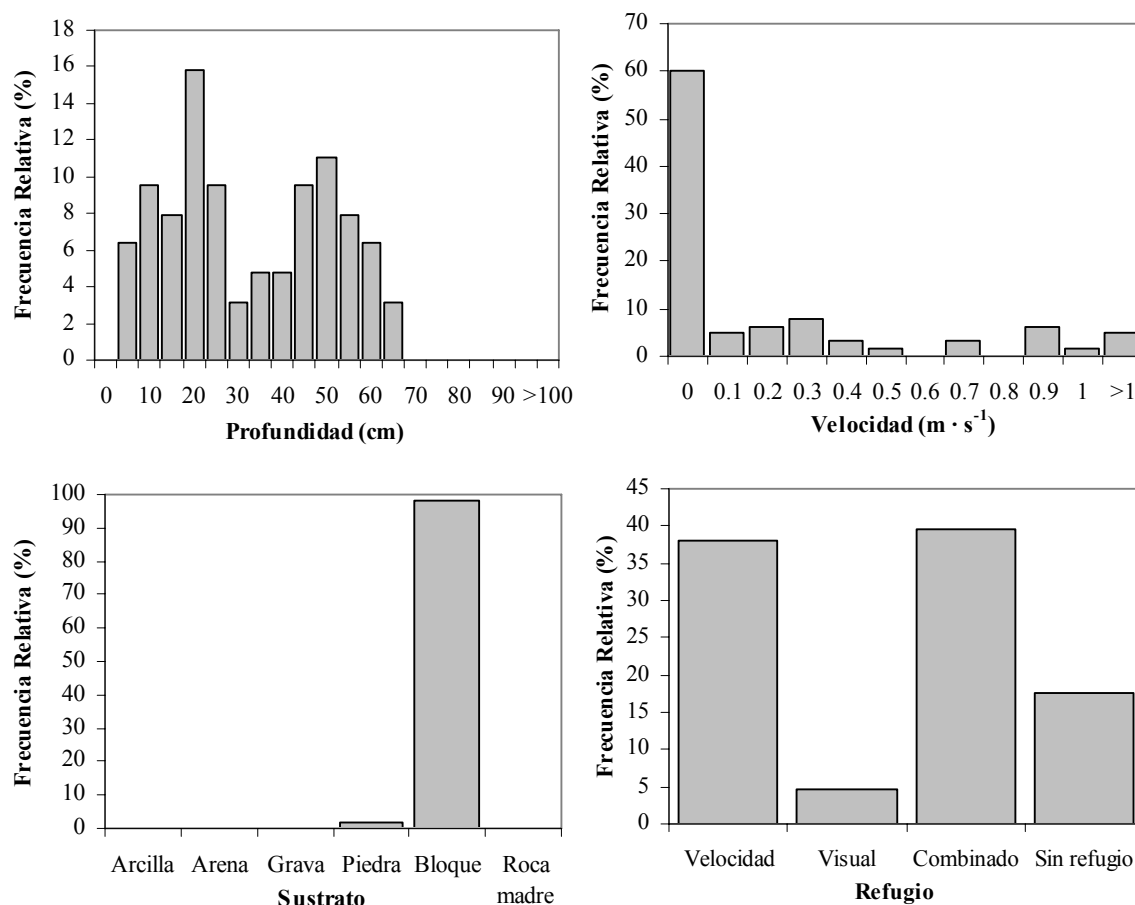
### Río Larraun

En la Tabla 2.3.1.10 se describe la proporción de cada tipo de mesohábitat en cada una de las localidades de estudio.

**Tabla 2.3.1.10.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro del tramo en estudio.

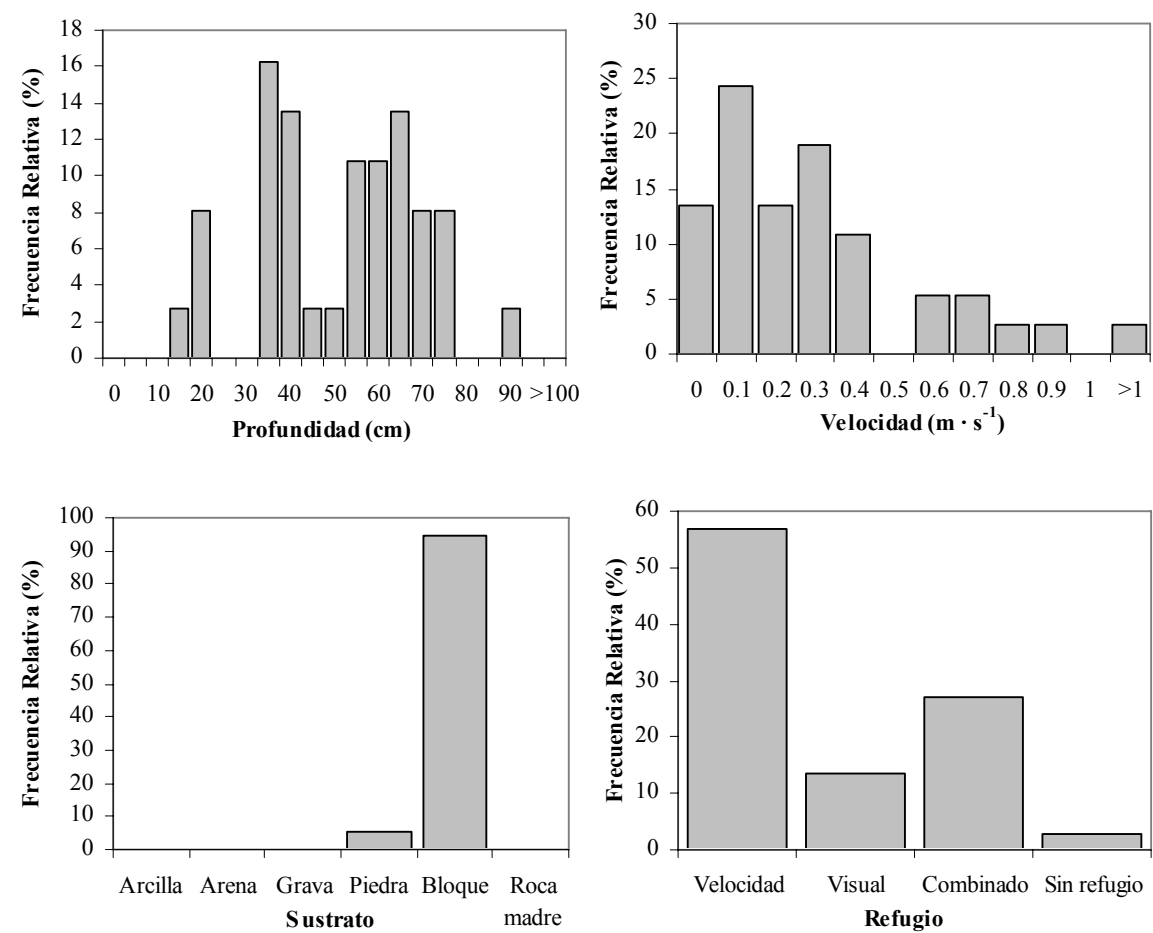
	<b>Mugiro (1820)</b>	<b>Latasa (1830)</b>
Poza	55.9	70.6
Tabla	0.0	0.0
Corriente	17.6	0.0
Rápido	26.5	29.4
Cascada	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad de Larraun en Mugiro (1820), situada a 520 metros de altitud, el cauce tiene una anchura media de 9.6 m y una pendiente del 10 por mil. El mesohábitat predominante son las pozas (Tabla 2.3.1.10) y las zonas de elevadas profundidades y bajas velocidades. En consecuencia, una elevada proporción de la superficie del tramo tiene profundidades superiores a 40 cm (40% de la superficie total), llegando a profundidades de 65 cm. La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$  (60%). Prácticamente toda la superficie del tramo tiene sustrato formado por bloques, lo que unido a la importante proporción de pozas, hace que haya la misma proporción de zonas de refugio frente a la velocidad de corriente que ofrecen los grandes bloques y las zonas de refugio combinado que producen las pozas (Figura 2.3.1.28). La localidad se encuentra totalmente en sombra, proporcionada por la vegetación de ribera, constituida por *Acer campestre*, *Alnus glutinosa* y *Salix* spp.



**Figura 2.3.1.28.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Mugiro del río Larraun (1820).

La localidad del río Larraun en Latasa (1830), situada a 480 m de altitud, tiene una anchura media del cauce de 10.2 m y una pendiente media del 2.5 por mil. El mesohábitat predominante corresponde a las pozas (Tabla 2.3.1.10), presentando zonas con elevadas profundidades que llegan hasta 86 cm y bajas velocidades. En consecuencia, una elevada proporción de la superficie del tramo de estudio tiene profundidades superiores a 40 cm (60% de la superficie total). La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente medias-bajas, generalmente inferiores a 0.4 m s<sup>-1</sup> (80%). Al igual que sucedía en la localidad de Mugiro, prácticamente toda la superficie del tramo tiene sustrato de bloques, lo que hace que la mayor parte del tramo sean zonas que ofrecen refugio frente a la velocidad de corriente (57%) (Figura 2.3.1.29).



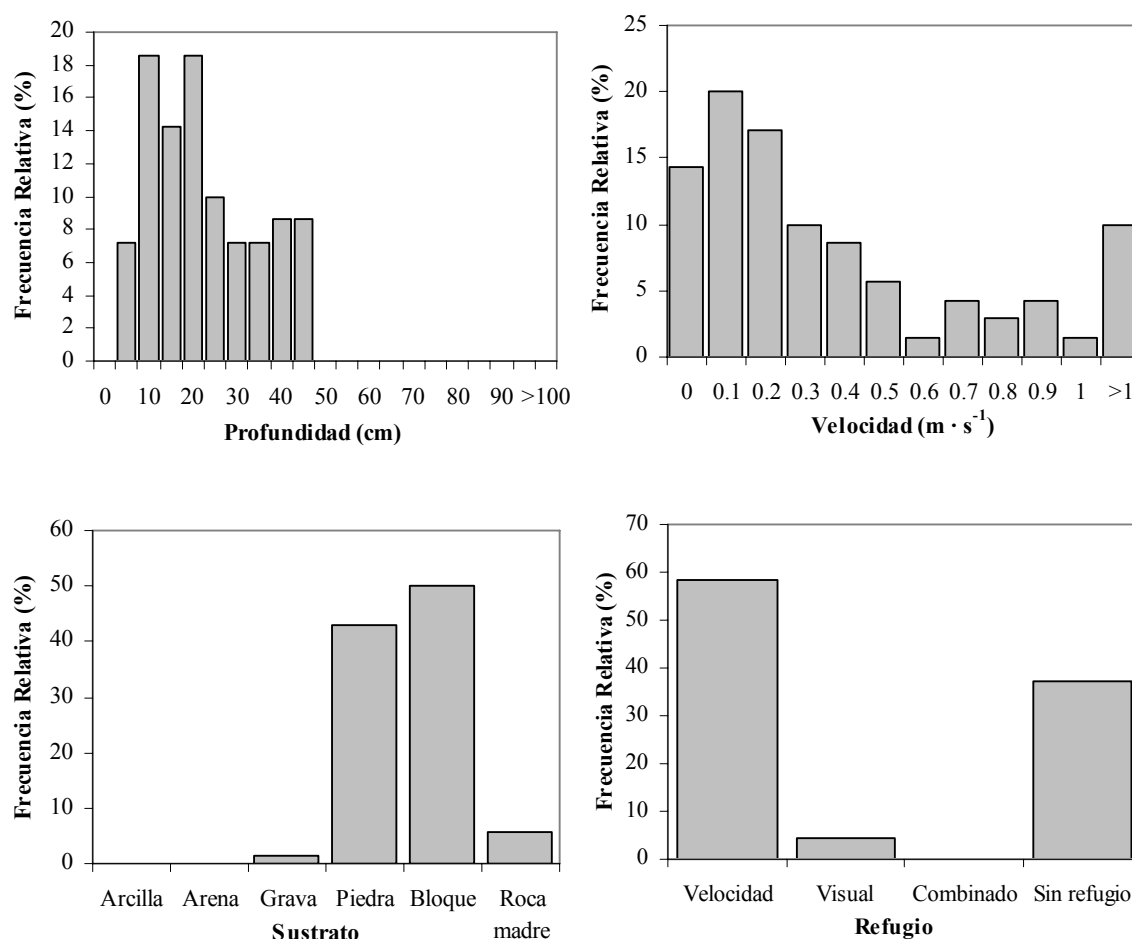
**Figura 2.3.1.29.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Latasa (1830).

En la Tabla 2.3.1.11 se describe de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en las localidades de estudio en la cuenca del río Basaburua.

**Tabla 2.3.1.11.** Porcentaje de cada mesohábitat dentro de los tramos de estudio.

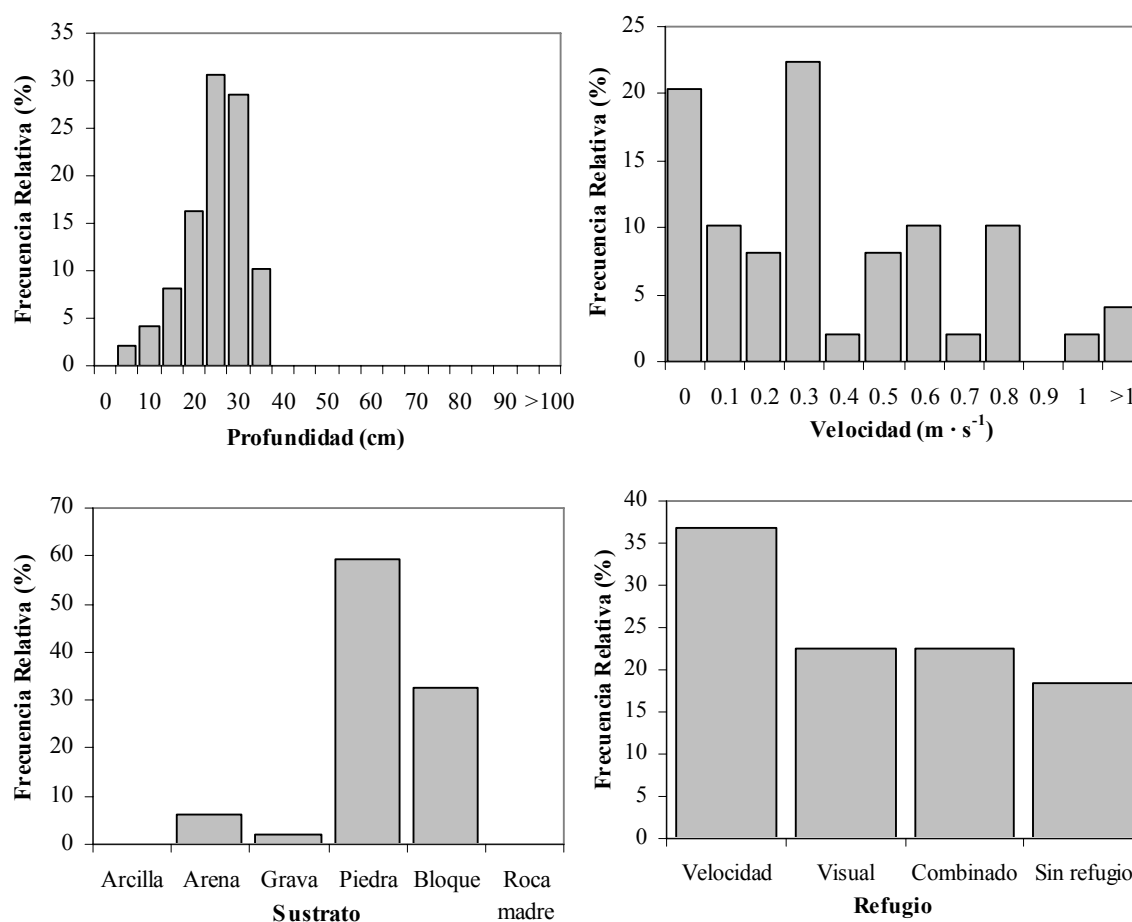
	Udabe (1930)	Orokieta (1940)
Poza	0.0	0.0
Tabla	24.1	41.7
Corriente	36.2	50.0
Rápido	39.7	8.3
Cascada	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad de Basaburua en Udabe (1930), situada a 500 m de altitud, el cauce tiene una anchura media de 11 m y una pendiente media del 10 por mil. Los mesohábitats predominantes son las corrientes y los rápidos (Tabla 2.3.1.11), zonas de bajas profundidades y velocidades medias-altas. En consecuencia, la mayor parte de la superficie del tramo en estudio se encuentra a profundidades inferiores a 20 cm (60% de la superficie total), no sobrepasando en ninguna zona 45 cm. Aunque en el 70% de la superficie del tramo se encuentran velocidades inferiores a  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , existe también una elevada proporción de zonas con velocidades superiores a  $0.9 \text{ m s}^{-1}$ . Por otro lado, predominan en igual proporción las zonas con sustrato de piedras y de bloques. Estas zonas de bloques son importantes áreas de refugio, de manera que el 60% de la superficie del cauce son zonas con refugio frente a la velocidad de corriente (Figura 2.3.1.30). El tramo presenta un porcentaje de superficie en sombra del 38.6%. La vegetación de ribera de la orilla izquierda se encuentra bien conservada y la de la orilla derecha está algo alterada. Se encuentra dominada por *Acer campestre*, *Corylus avellana* y *Quercus faginea*.



**Figura 2.3.1.30.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Udabe (1930).

En la localidad de Orokieta en Orokieta (1940), situada a 600 m de altitud, la anchura media del cauce es de 4.3 m y la pendiente media del 13 por mil. Predominan en similar proporción zonas de tablas y de corriente (Tabla 2.3.1.11), zonas de aguas someras y velocidades medias. La máxima profundidad del tramo no supera en ningún caso 35 cm y la mayor parte tiene profundidades comprendidas entre 15 y 30 cm (75% de la superficie total). El 30% de la superficie tiene velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . Sin embargo, la mayor parte del tramo tiene velocidades medias entre  $0.3$  y  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ . Predominan las zonas de piedras (60%), y en menor proporción de bloques (33%). La mayor parte del tramo corresponde a zonas con refugio (82% de la superficie), especialmente refugio frente a la velocidad de corriente (37%) (Figura 2.3.1.31). Sólo el 15% de la superficie de la localidad se encuentra en sombra. La vegetación de ribera está constituida principalmente por Haya *Fagus sylvatica*.



**Figura 2.3.1.31.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Orokieta (1940).



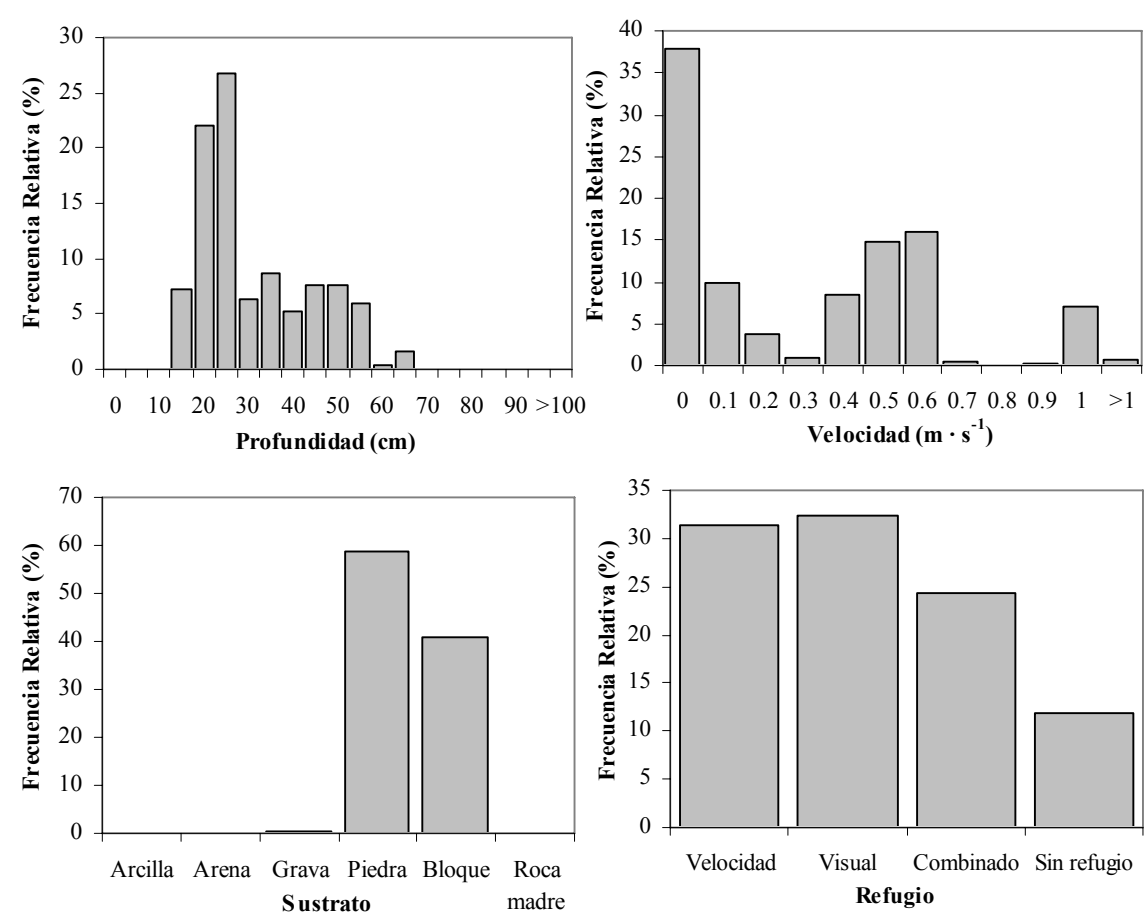
### Río Ubagua

En la Tabla 2.3.1.12 se describe la proporción de cada tipo de mesohábitat del río Ubagua en la localidad de estudio.

**Tabla 2.3.1.12.** Porcentaje de cada tipo de mesohábitat en la localidad de estudio.

Riezu (2065)	
Poza	39.1
Tabla	0.0
Corriente	0.0
Rápido	60.9
Cascada	0.0
Salto	0.0

En el tramo representado por la localidad de Ubagua en Riezu (2065), situada a una altitud de 520 m, el cauce tiene una anchura media de 7.7 m y una pendiente del 17.5 por mil. El mesohábitat predominante son los rápidos (Tabla 2.3.1.12). El resto del tramo es una zona de pozas, con profundidades de hasta 63 cm. Debido a la importante proporción de rápidos, más de la mitad de la superficie de la cuenca presenta profundidades inferiores a 25 cm y una gran proporción tiene velocidades de corriente superiores a  $0.5 \text{ m s}^{-1}$  (40% de la superficie), aunque las velocidades predominantes sean las inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  (47%). El sustrato predominante corresponde a las piedras (59%), siendo el resto del tramo bloques. Existe una gran proporción de refugio (89%), que es suministrado en proporciones similares por los grandes bloques situados en las zonas de rápidos, por el aislamiento visual en las orillas del cauce y por el combinado en las zonas de poza (Figura 2.3.1.32). El porcentaje de tramo sombreado es bajo, del 26%, estando dominada la vegetación de ribera por sauces *Salix* spp.



**Figura 2.3.1.32.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Riezu (2065).

**Cuenca del Ega**

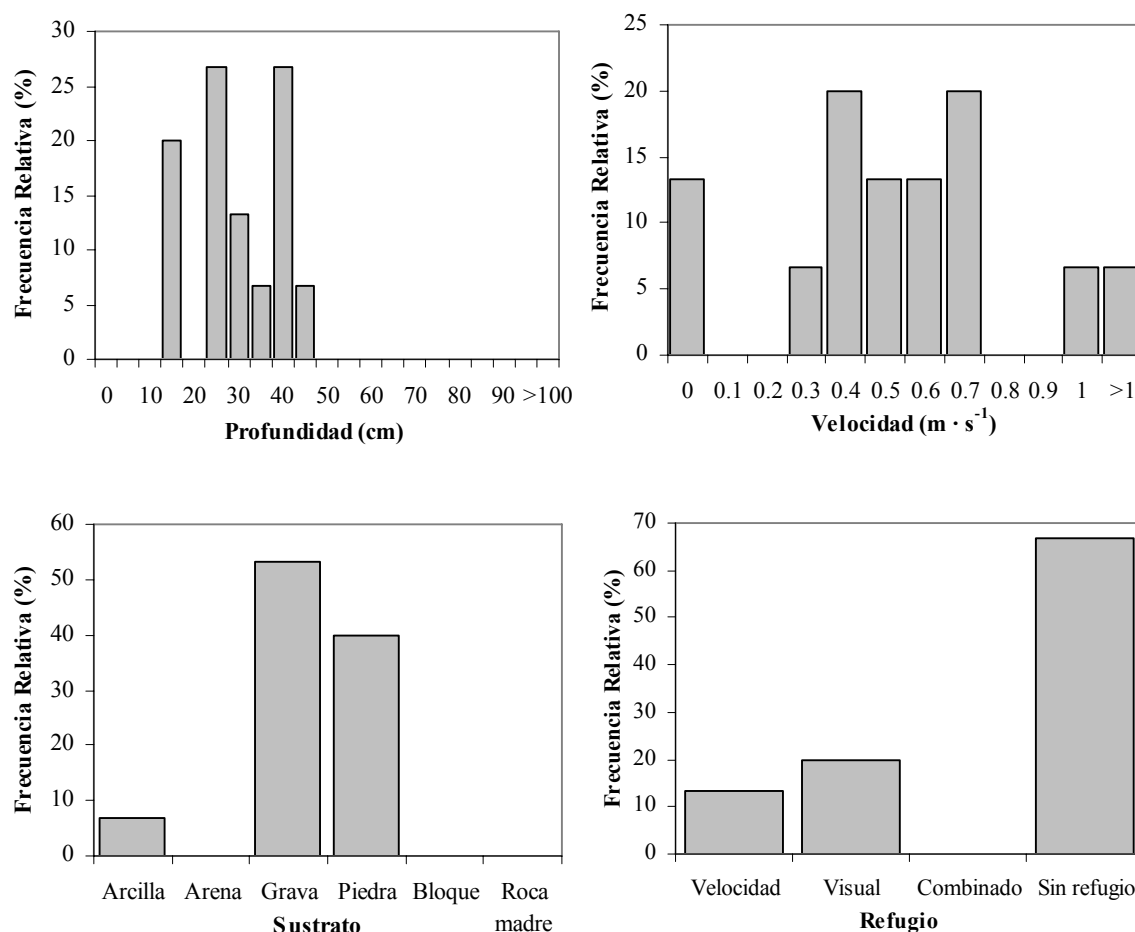
**Río Ega**

En la Tabla 2.3.1.13 se muestra de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en cada tramo en estudio.

**Tabla 2.3.1.13.** Porcentaje de cada tipo de mesohábitat dentro del tramo en estudio.

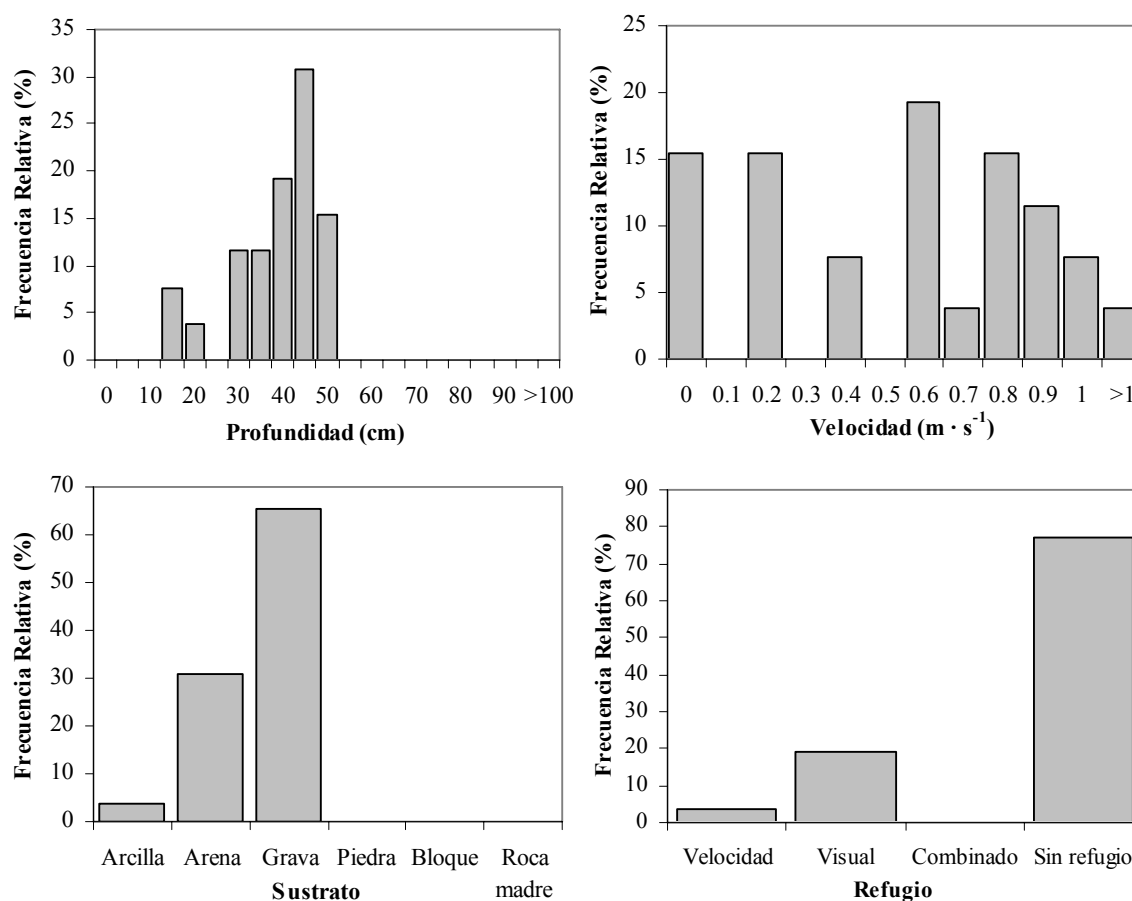
	Zúñiga (2120)	Legaria (2130)
Poza	0.0	0.0
Tabla	0.0	0.0
Corriente	100.0	100.0
Rápido	0.0	0.0
Cascada	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad de Ega en Zúñiga (2120), situado a 500 m de altitud, el cauce tiene una anchura media de 12.3 m y una pendiente media del 10 por mil. Todo el tramo está conformado por zonas de corrientes (Tabla 2.3.1.13), zonas de profundidades medias y velocidades medias y altas. En consecuencia, la mayor parte de la superficie del tramo en estudio tiene profundidades comprendidas entre 20 y 40 cm (73%), llegando a profundidades de 42 cm. La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente comprendidas entre 0.4 y 0.7 m s<sup>-1</sup> (67%). Predominan las zonas de gravas (53%), aunque existe una proporción muy importante de zonas de piedras (40%). Predominan las zonas sin refugio (67%), existiendo prácticamente la misma proporción de zonas con refugio frente a la velocidad de corriente que de zonas con refugio combinado (Figura 2.3.1.33). El tramo presenta un 40% de la superficie en sombra. La vegetación de ribera está dominada por *Alnus glutinosa*, aunque también aparecen *Populus nigra*, *Salix* spp., *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior* y *Crataegus monogyna*.



**Figura 2.3.1.33.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Zúñiga (2120).

En la localidad del río Ega en Legaria (2130), situada a 480 m de altitud, la anchura media del cauce es de 12.5 m y la pendiente media es del 8 por mil. El mesohábitat predominante es el de corrientes (Tabla 2.3.1.13), con zonas de profundidades medias, y velocidades medias y altas. En consecuencia, una elevada proporción de la superficie del tramo en estudio tiene profundidades comprendidas entre 25 y 45 cm (73% de la superficie total), llegando a profundidades máximas de 49 cm. La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente medias-altas, generalmente superiores a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$  (62%). Predominan las zonas de gravas (65% de la superficie), pero existiendo una importante proporción de sustratos finos, principalmente arenas (31%). Predominan las zonas sin refugio (77%). Las pocas zonas con refugio son principalmente áreas de refugio frente a la velocidad de corriente (15%) (Figura 2.3.1.34). La vegetación de ribera se encuentra muy degradada, dominando *Populus* spp. de repoblación, aunque también aparecen *Alnus glutinosa* y *Salix* spp. Así, sólo el 17.5% de la superficie del tramo está sombreada.



**Figura 2.3.1.34.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Legaria (2130).

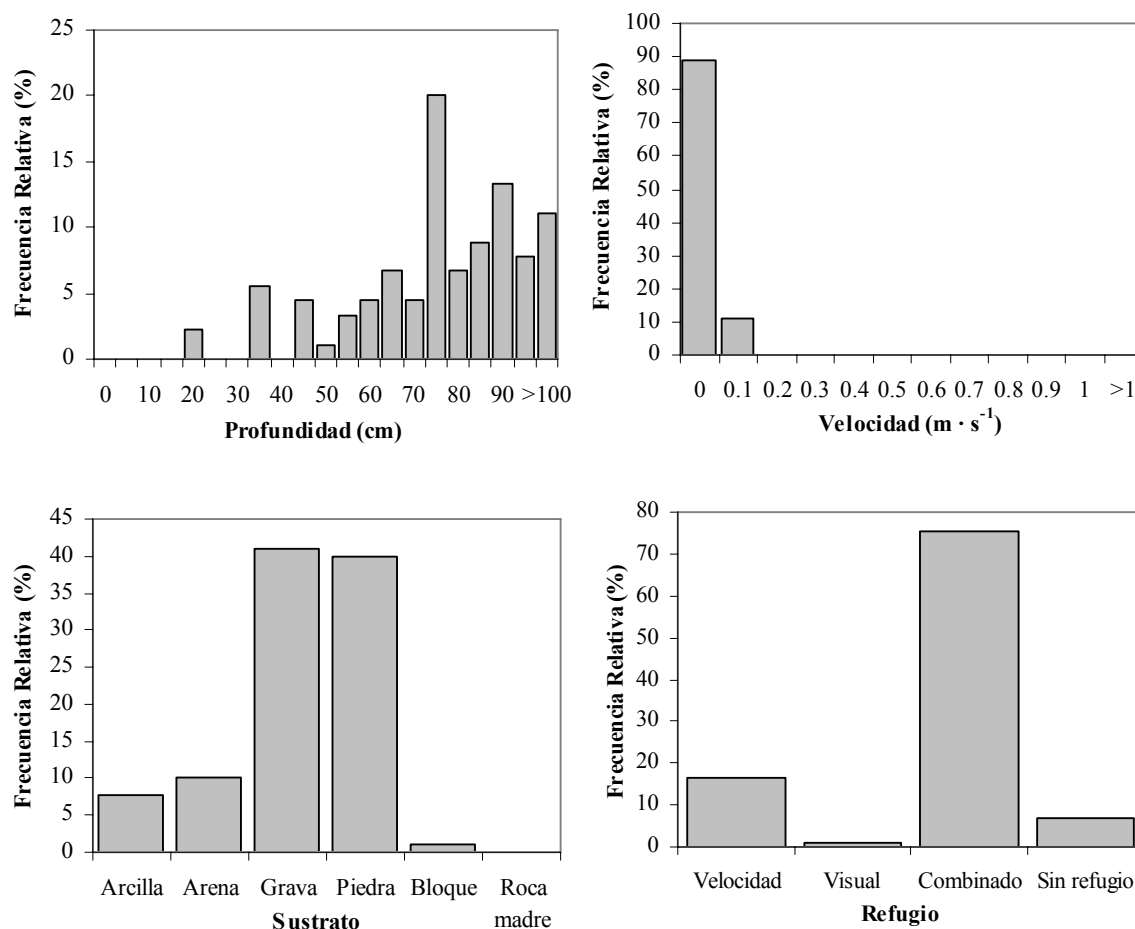
### Río Urederra

En la Tabla 2.3.1.14 se muestra de forma resumida la proporción de los distintos tipos de mesohábitats presentes en cada tramo de estudio.

**Tabla 2.3.1.14.** Porcentaje de cada tipo de mesohábitat dentro del tramo de estudio.

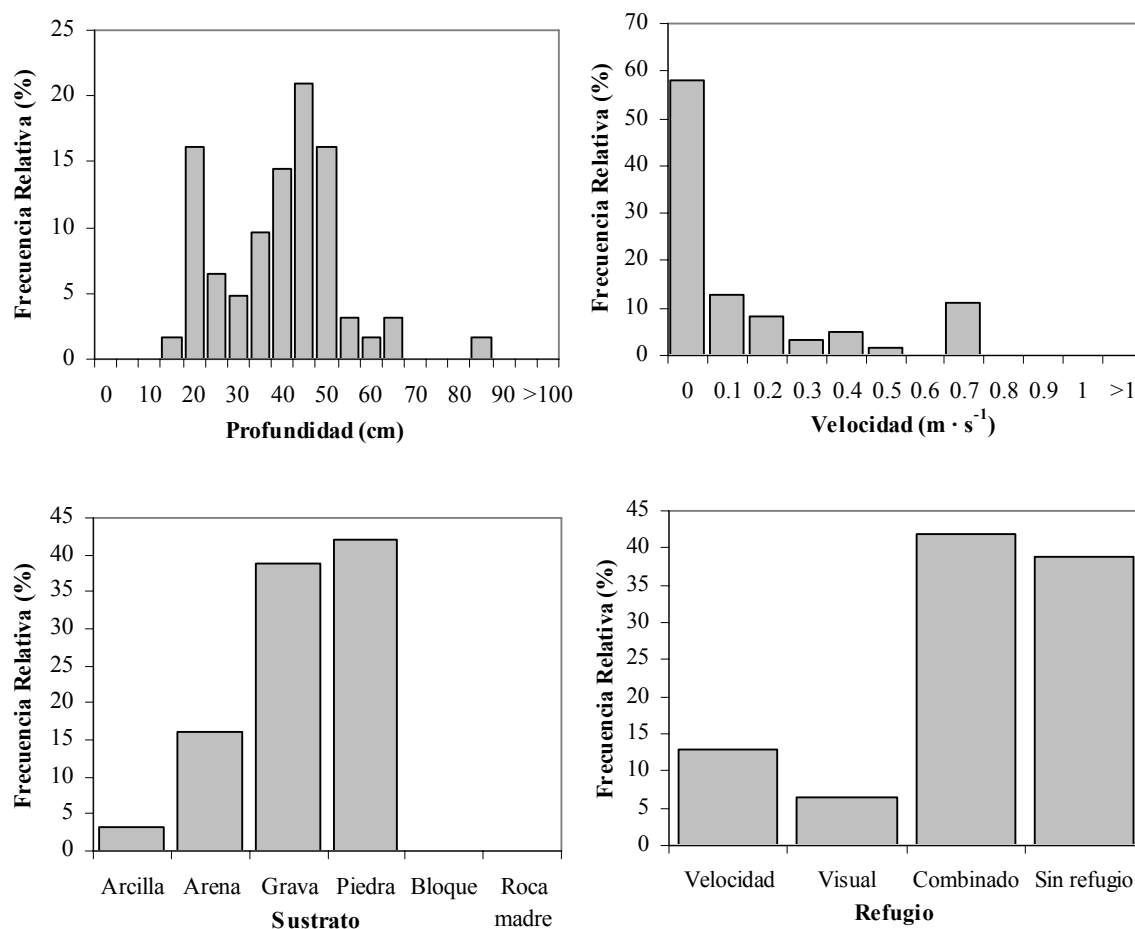
	<b>Zudaire (2220)</b>	<b>Artaza (2225)</b>	<b>Artavia (2230)</b>
Poza	100.0	50.0	15.7
Tabla	0.0	50.0	0.0
Corriente	0.0	0.0	0.0
Rápido	0.0	0.0	84.3
Cascada	0.0	0.0	0.0
Salto	0.0	0.0	0.0

En el tramo representado por la localidad del río Urederra en Zudaire (2220), situada a 540 m, el cauce tiene una anchura media de 12.5 metros y una pendiente media del 4 por mil. El tramo está formado únicamente por zonas de grandes pozas (Tabla 2.3.1.14) con elevadas profundidades y velocidades muy bajas. En consecuencia, la mayor parte de la superficie del tramo tiene profundidades superiores a 70 cm (67% de la superficie total), llegando incluso a profundidades de 150 cm. No existe ninguna zona del tramo que presente velocidades de corriente superiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ . El sustrato está formado por zonas de gravas y de piedras, en proporciones similares. Predominan las zonas de refugio combinado que proporcionan las grandes pozas presentes en el tramo (75%). Es un tramo que presenta un hábitat perfecto para truchas adultas de gran tamaño (Figura 2.3.1.35). Tan solo el 18.5% de la superficie del tramo se encuentra sombreado. La vegetación de ribera en la orilla izquierda está constituida por *Salix* spp., *Alnus glutinosa* y *Acer campestre*. La orilla derecha se encuentra muy alterada y predomina *Fraxinus excelsior*.



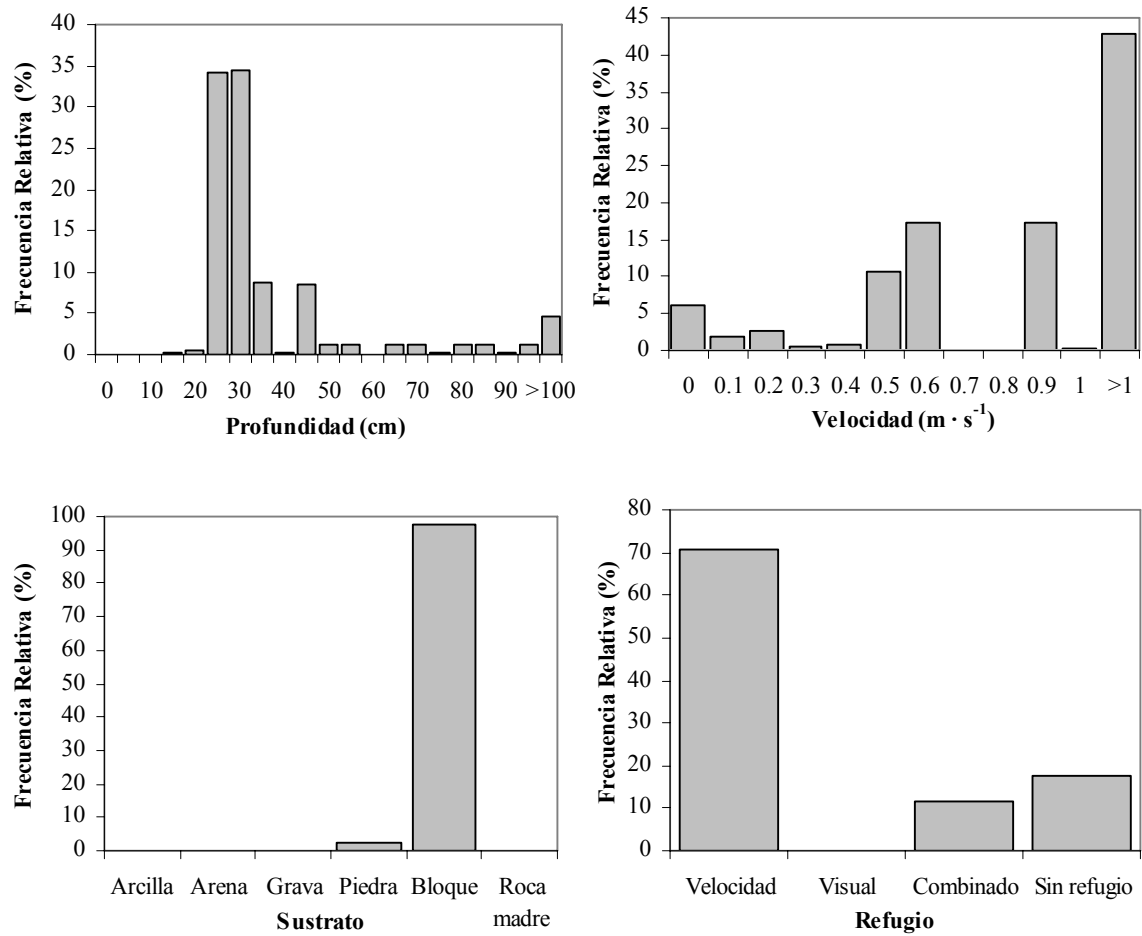
**Figura 2.3.1.35.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Zudaire (2220).

La localidad de Urederra en Artaza se encuentra a una altitud de 520 m. La anchura media del cauce es de 13.5 m, existiendo en igual proporción zonas de tablas y de pozas (Tabla 2.3.1.14). En consecuencia, una elevada proporción de la superficie del tramo en estudio tiene profundidades comprendidas entre 30 y 50 cm (61% de la superficie total), llegando a profundidades máximas de 80 cm. Existe también una importante proporción de zonas con profundidades inferiores a 25 cm (24%). La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente de  $0 m s^{-1}$  (58%), y nunca superiores a  $0.7 m s^{-1}$ . Al igual que ocurre en la localidad de Zudaire, predominan prácticamente en igual proporción las zonas de gravas y de piedras. También predominan prácticamente en igual proporción las zonas de refugio combinado y las zonas sin ningún tipo de refugio (Figura 2.3.1.36). El 73% de la superficie total del tramo se encuentra en sombra. La vegetación de ribera está dominada por *Populus nigra*, *Salix* spp., *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*.



**Figura 2.3.1.36.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Artaza (2130).

La localidad del río Urederra en Artavia (2230) se sitúa a 480 m de altitud. La anchura media del cauce es de 10.5 m, predominando las zonas de rápidos, así como zonas someras con bloques y velocidades de corriente muy elevadas (Tabla 2.3.1.14). En consecuencia, una elevada proporción de la superficie del tramo tiene profundidades inferiores a 30 cm (69% de la superficie total), aunque en las zonas de pozas se alcanzan profundidades máximas de 150 cm. La mayor parte del tramo tiene velocidades de corriente superiores a 0.9 m s<sup>-1</sup> (60%) y existen muy pocas zonas con velocidades inferiores a 0.2 m s<sup>-1</sup> (10%). Prácticamente todo el tramo presenta un sustrato constituido por bloques. Predominan dentro del tramo las zonas con refugio frente a la velocidad de corriente (70%) (Figura 2.3.1.37). El porcentaje de tramo sombreado es bajo, de tan solo el 18%. La vegetación de ribera se encuentra dominada por *Salix* spp., con algunos *Fraxinus angustifolia*.



**Figura 2.3.1.37.** Distribución de frecuencias de los valores de disponibilidad de profundidad, velocidad, clase de sustrato y clase de refugio en la localidad de Artavia (2230).



### 2.3.2. Selección de hábitat por la Trucha Común

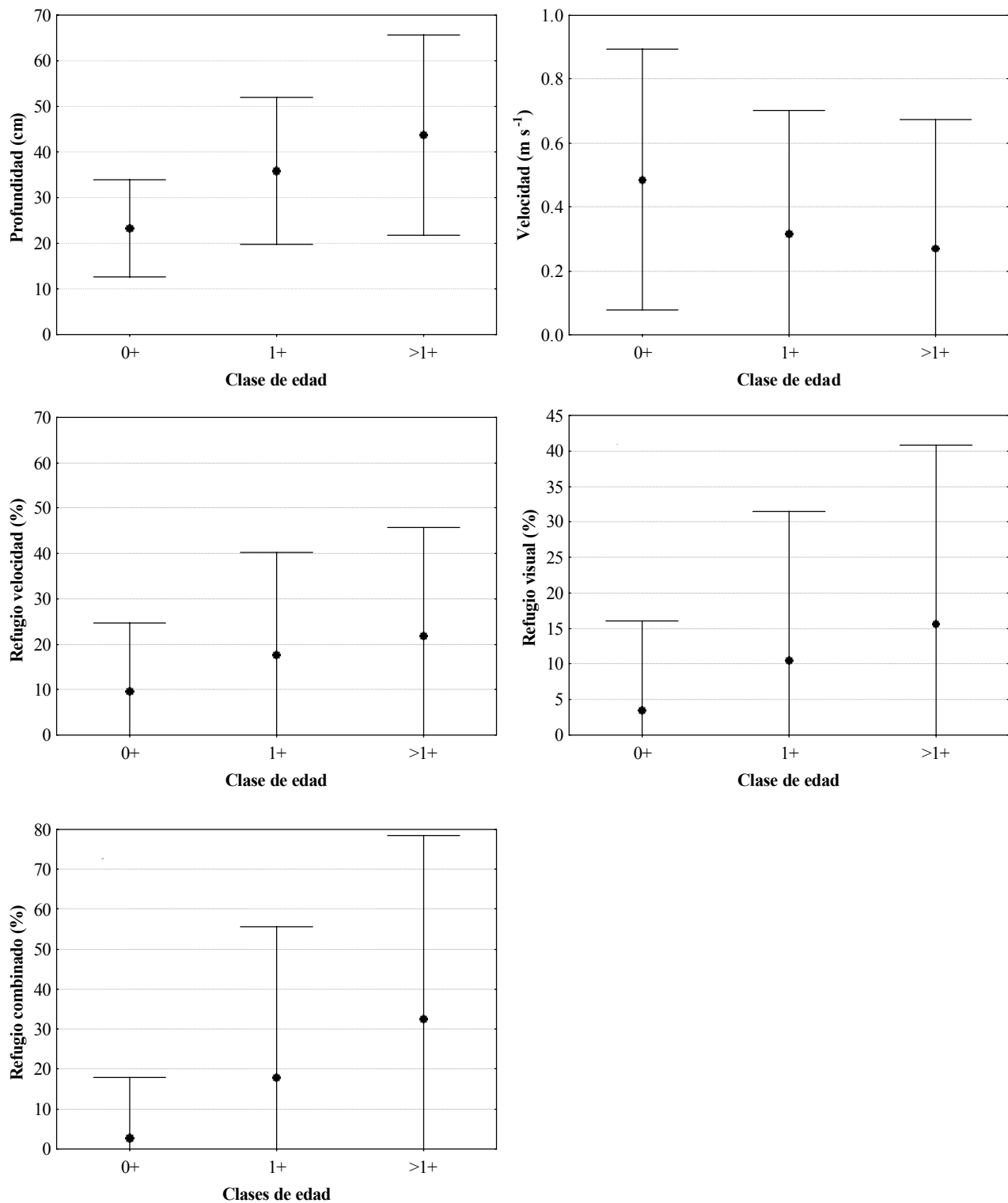
En la Tabla 2.3.2.1 se pueden observar los valores medios y desviación típica de las variables de microhábitat utilizadas para comparar el uso del hábitat entre las distintas clases de edad y evaluar la existencia de uso preferencial respecto al hábitat disponible en los tramos de estudio. Se exponen los valores de profundidad, velocidad, índice de sustrato, porcentajes de las distintas clases de sustrato y refugio definidas medios para el total de posiciones estudiadas. También se indica la proporción de cada tipo de refugio en relación al total de posiciones estudiadas.

**Tabla 2.3.2.1.** Valores medios y desviación típica de las variables de microhábitat respecto al uso por cada clase de edad y la disponibilidad del medio.

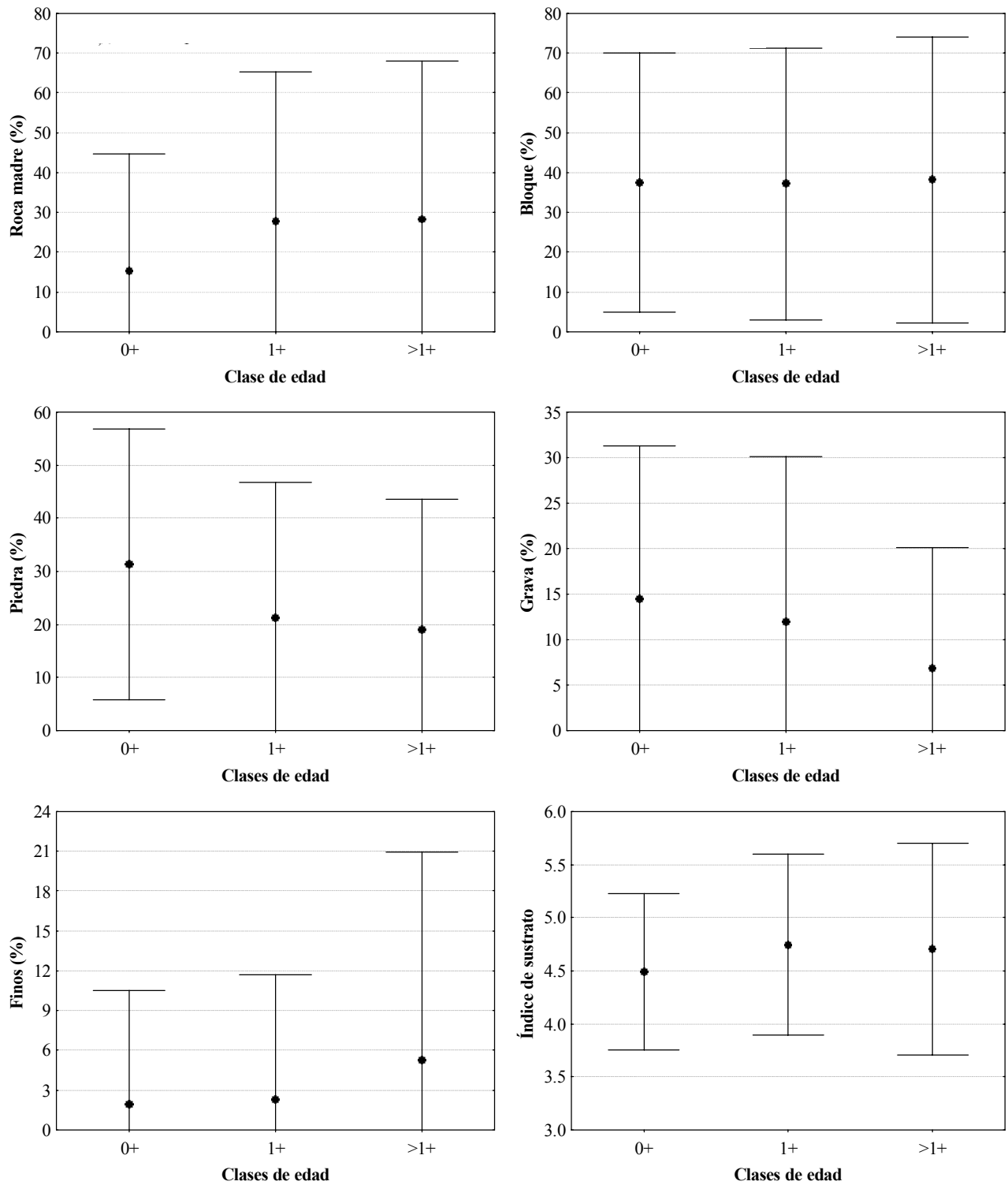
	Uso 0+	Uso 1+	Uso >1+	Disponibilidad
Profundidad (cm)	23.41 ± 10.72	36.82 ± 16.09	44.14 ± 21.97	28.82 ± 21.69
Velocidad (m s <sup>-1</sup> )	0.45 ± 0.40	0.32 ± 0.38	0.27 ± 0.41	0.34 ± 0.51
Roca madre (%)	15.41 ± 29.21	27.74 ± 37.54	28.42 ± 39.64	21.97 ± 37.74
Bloque (%)	37.45 ± 32.57	37.18 ± 34.17	38.15 ± 35.92	31.70 ± 33.47
Piedra (%)	31.36 ± 25.53	21.26 ± 25.46	19.09 ± 24.58	25.62 ± 25.82
Grava (%)	13.79 ± 15.63	11.47 ± 16.85	6.87 ± 12.86	16.40 ± 21.65
Finos (%)	1.91 ± 8.64	2.31 ± 9.43	5.28 ± 15.67	4.22 ± 14.57
Índice de sustrato	4.49 ± 0.74	4.74 ± 0.85	4.71 ± 1.00	4.47 ± 0.99
Refugio velocidad (%)	9.73 ± 14.92	17.67 ± 22.61	21.81 ± 23.96	5.72 ± 14.13
Refugio visual (%)	3.56 ± 12.45	11.50 ± 20.99	16.70 ± 25.06	3.17 ± 11.34
Refugio combinado (%)	1.93 ± 15.19	17.99 ± 37.71	32.47 ± 45.99	17.44 ± 37.68
Clase refugio 1 (% posiciones)	32.46	22.19	14.69	13.85
Clase refugio 2 (% posiciones)	6.97	11.47	12.99	3.46
Clase refugio 3 (% posiciones)	1.96	4.49	5.46	1.29
Clase refugio 4 (% posiciones)	1.31	2.00	0.94	3.11
Clase refugio 5 (% posiciones)	2.61	6.98	6.40	2.05
Clase refugio 6 (% posiciones)	1.09	7.48	8.66	1.58
Clase refugio 7 (% posiciones)	0.00	0.00	0.00	0.00
Clase refugio 8 (% posiciones)	1.53	2.49	2.07	0.47
Clase refugio 9 (% posiciones)	5.66	23.44	37.85	16.73

En las Figuras 2.3.2.1 y 2.3.2.2 se comparan gráficamente los valores de uso del hábitat entre clases de edad. La prueba de Kolmogorov-Smirnov reveló que existen diferencias significativas en el uso del hábitat entre las clases de edad 0+ y mayores de 1+ en todas las variables analizadas. Se obtuvieron resultados similares entre las clases de edad 0+ y 1+, ya que se detectaron diferencias significativas en el uso en todas las variables excepto en el porcentaje de bloques y finos. Por el contrario, las clases de edad 1+ y mayores de 1+ mostraron un patrón similar en el uso del sustrato, ya que no existen diferencias significativas en el uso de ninguna de las clases de sustrato definidas, ni en el Índice de sustrato (prueba de Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0.05$ ). Sin embargo, los análisis revelaron diferencias significativas en la profundidad, velocidad

de corriente y en todos los tipos de refugio utilizados entre las truchas 1+ y mayores de 1+ (prueba de Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0.05$ ).



**Figura 2.3.2.1.** Valores medios y desviación típica de las variables de microhábitat utilizadas por cada clase de edad.



**Figura 2.3.2.2.** Valores medios y desviación típica de las variables de microhábitat utilizadas por cada clase de edad. Continuación.

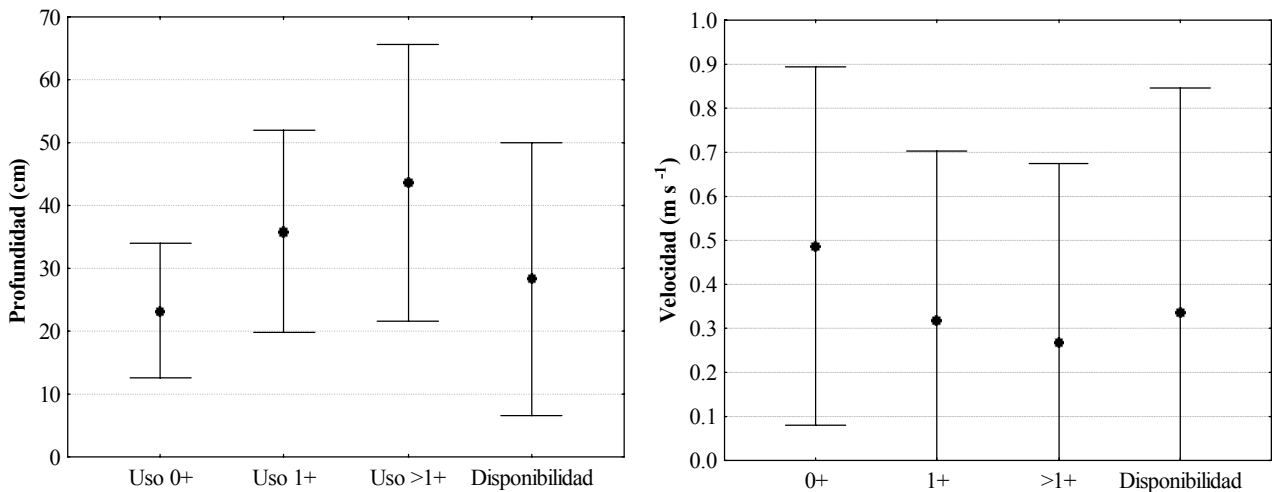
El análisis de correlaciones de Spearman entre la longitud furcal de los individuos y las distintas variables de microhábitat reveló la existencia de relaciones significativas ( $p < 0.05$ ) para todas las variables excepto para el porcentaje de bloque, que es el tipo de sustrato más utilizado por todas las clases de edad (Tabla 2.3.2.1), con las máximas correlaciones para la profundidad y el refugio visual y combinado (Tabla 2.3.2.2). La profundidad, los porcentajes de roca madre y finos, el Índice de sustrato, así como las tres variables relacionadas con el refugio aparecen correlacionadas de forma positiva con la longitud de la trucha, mientras que la velocidad, y los porcentajes de piedra y grava guardan una relación negativa.

**Tabla.2.3.2.2.** Coeficientes de correlación ( $r_s$  de Spearman) y su significación (n.s. = no significativo,  $*p < 0.05$ ) para las comparaciones entre la longitud furcal de los individuos de Trucha Común y las variables de microhábitat (N=984).

	<b>Longitud</b>
Profundidad	0.48 *
Velocidad	-0.24 *
Roca madre	0.18 *
Bloque	0.04 n.s.
Piedra	-0.23 *
Grava	-0.22 *
Finos	0.08 *
Índice de sustrato	0.20 *
Refugio velocidad	0.12 *
Refugio visual	0.30 *
Refugio combinado	0.27 *

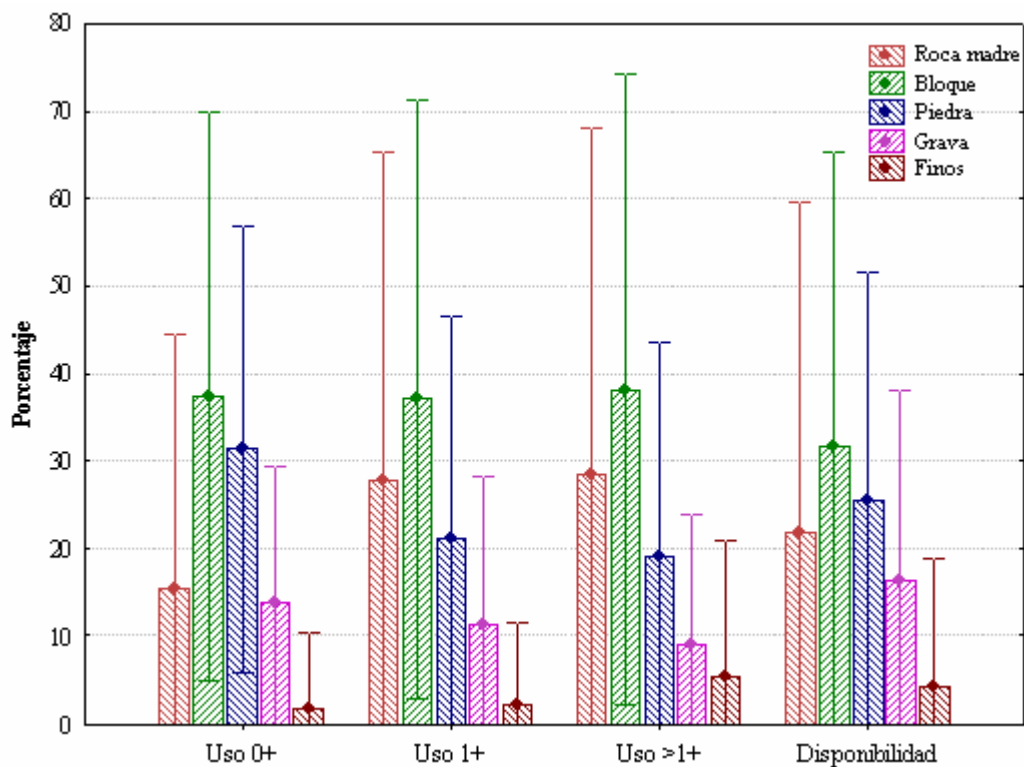
En vista de las marcadas diferencias en el uso del hábitat entre las distintas etapas de desarrollo, se puede concluir que existe la necesidad de elaborar curvas de requerimiento de hábitat específicas para cada clase de edad

Posteriormente, se realizaron análisis estadísticos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) para evaluar la existencia de uso selectivo del hábitat por parte de las distintas clases de edad respecto al hábitat disponible (Figuras 2.3.2.3, 2.3.2.4, y 2.3.2.5). Los resultados indican la existencia de diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en la profundidad y velocidad de corriente entre la disponibilidad y el uso en todas las clases de edad.



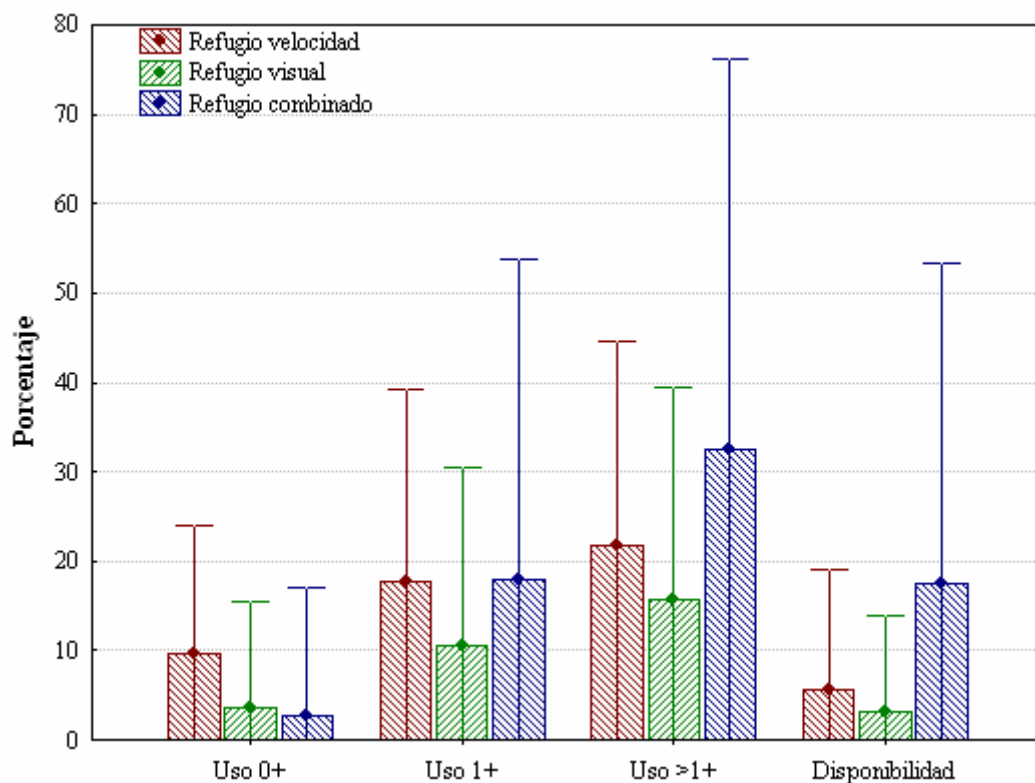
**Figura 2.3.2.3.** Valores medios y desviación típica de la profundidad y velocidad utilizadas por cada clase de edad y de su disponibilidad en el medio.

De forma general, se observó la existencia de diferencias significativas (Kolmogorov-Smirnov,  $p < 0.05$ ) entre el uso por parte de las distintas clases de edad y la disponibilidad en el medio en todas las variables relacionadas con el sustrato, excepto el porcentaje de finos. No obstante, no se detectaron tales diferencias entre el uso en la clase de edad 0+ y la disponibilidad en el porcentaje de gravas, entre el uso en la clase de edad 1+ y la disponibilidad en el porcentaje de piedras y, finalmente, entre el uso en las clases de edad mayores de 1+ y la disponibilidad en el porcentaje de roca madre.



**Figura 2.3.2.4.** Valores medios y desviación típica del porcentaje de cada categoría de sustrato utilizado por cada clase de edad y de su disponibilidad en el medio.

En referencia al porcentaje medio de refugio registrado en cada posición, se encontraron diferencias significativas entre el uso de la clase de edad 0+ y la disponibilidad en el medio en las variables de refugio frente a la velocidad de corriente y refugio combinado, aunque no en la variable que cuantifica el refugio por aislamiento visual. Por el contrario, el análisis mostró la existencia de diferencias significativas entre el uso de la clase de edad 1+ y la disponibilidad en las variables de refugio frente a la velocidad de corriente y refugio por aislamiento visual, mientras que estas diferencias no se encontraron para la variable que mide el refugio combinado. Finalmente, se evidenció la existencia de diferencias significativas entre el uso de las trucha mayores de 1+ y la disponibilidad en el medio de todas las variables relacionadas con el refugio.



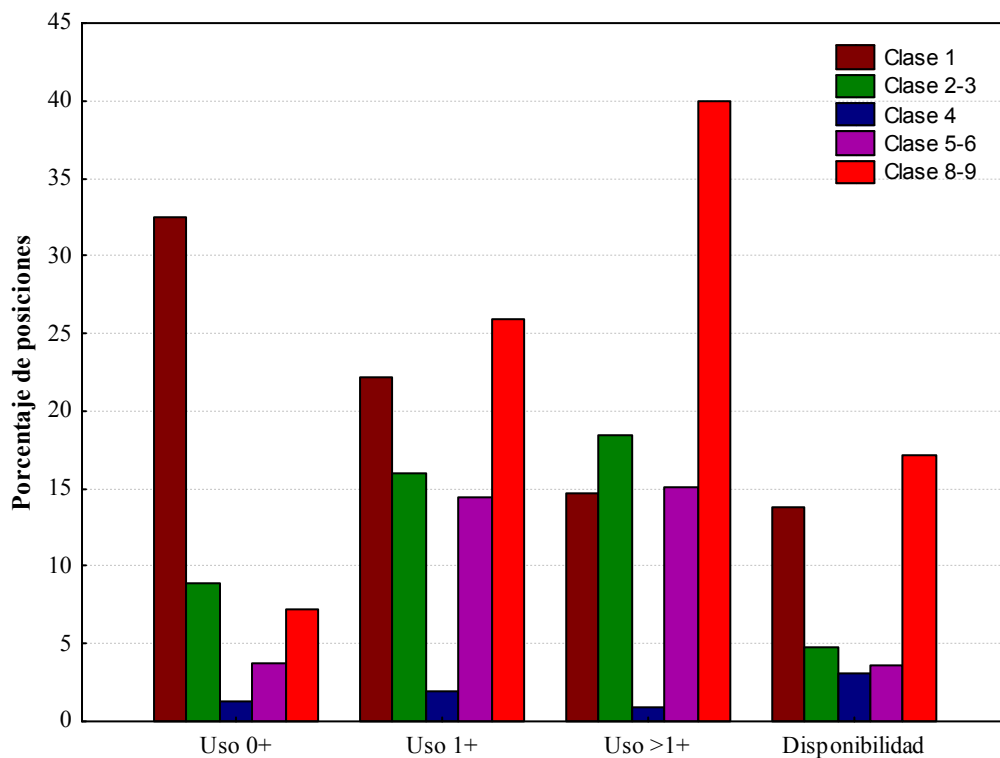
**Figura 2.3.2.5.** Valores medios y desviación típica del porcentaje de cada categoría de refugio utilizado por cada clase de edad y de su disponibilidad en el medio.

Los resultados obtenidos subrayan la necesidad de elaborar curvas de preferencia en lugar de curvas de uso, ya que todas las clases de edad parecen elegir las posiciones ocupadas dentro del cauce de forma selectiva. Sin embargo, esto deberá ser comprobado en todos los casos antes de elaborar las distintas curvas de preferencia.

A continuación, se examinó el porcentaje de posiciones que presentan una determinada categoría de refugio, dependiendo del tipo de refugio y su abundancia, en lugar del porcentaje de refugio medio por posición, ya que se podría ofrecer una visión errónea del uso del refugio, pues la necesidad de abundancia de refugio para las truchas de edad 0+ es menor que en las truchas de mayor edad debido a su menor tamaño.

Además, existen características de sustrato o elementos de refugio que pueden proveer un refugio efectivo a truchas de escaso tamaño y no a truchas mayores.

Así, en la Figura 2.3.2.6 se aprecia que la principal categoría de refugio utilizada por las truchas de edad 0+ es la clase 1 (refugio frente a la velocidad de corriente presentando una abundancia dentro de la cuadrícula de muestreo inferior al 20%). Sin embargo, el porcentaje de posiciones ocupadas por la clase 0+ con refugio frente a la velocidad de corriente cuando la abundancia de éste es superior al 20% es mucho menor. En las truchas de edad 1+ se aprecia un patrón similar, aunque los porcentajes de ambas categorías de refugio son más parecidos, mientras que en el caso de las truchas de edad superior a 1+, el patrón se invierte, ya que debido a su mayor tamaño corporal necesitan elementos de mayor tamaño para que puedan ofrecer un refugio efectivo. Este hecho, sin embargo, no se repite para el refugio por aislamiento visual, poco utilizado por las truchas de menor edad. Las truchas de edad 1+ y superior, utilizan de forma preferente las zonas del cauce donde existe refugio combinado, especialmente las truchas de mayor edad. Los análisis estadísticos revelaron la existencia de diferencias significativas en el uso del refugio entre clases de edad (test de la G,  $p > 0.05$ ) y entre el uso y la disponibilidad en todas las clases de edad (test de la G,  $p > 0.05$ ).



**Figura 2.3.2.6.** Valores medios y desviación típica del porcentaje de posiciones que presentan cada categoría de refugio para cada clase de edad y de su disponibilidad en el medio.

Finalmente, se evaluó en qué grado la disponibilidad del medio determina el uso del microhábitat por parte de las truchas de las distintas clases de edad. Este apartado resulta de gran importancia, ya que define la necesidad de elaborar curvas de preferencia locales, o por el contrario, muestra la validez de construir curvas de preferencia globales para el total del área de estudio. Para ello se contrastó la hipótesis de si se produciría el mismo uso del hábitat en localidades en las que no existan diferencias significativas en la disponibilidad de hábitat.

Sin embargo, no resultó posible agrupar las localidades de estudio en grupos homogéneos y definidos según las características del hábitat disponible debido a la existencia de un acentuado gradiente en dichas características, no revelando marcados contrastes. Por este motivo se estudiaron las variables del hábitat de forma independiente, estableciéndose grupos homogéneos de localidades en función de la variable a estudiar. Dentro de cada grupo se analizó la existencia de diferencias en el uso de la variable tratada entre las distintas localidades para cada clase de edad.

Para la variable profundidad se establecieron cinco grupos de localidades. Un primer grupo formado por localidades con una profundidad media muy baja, inferior a 20 cm (media de  $17.5 \pm 2.5$  cm). El segundo grupo lo conforman localidades con profundidades medias o bajas, con una profundidad media comprendida entre 21 y 27 cm (media de  $23.3 \pm 2.0$  cm). El tercer grupo presenta profundidades intermedias, entre 27 y 33 cm (media de  $29.3 \pm 2.7$  cm). El cuarto grupo de localidades con profundidades medias altas, superiores a 35 cm, llegando hasta los 49 cm (media de  $39.4 \pm 5.3$  cm). Por último, el quinto grupo se encuentra únicamente formado por la localidad de Zudaire (2220) con una profundidad media de 75 cm. En los grupos primero, segundo y cuarto existieron diferencias significativas (test de Kruskal-Wallis,  $p < 0.05$ ) entre las localidades en todas las clases de edad. Sin embargo, en el tercer grupo ninguna clase de edad exhibió diferencias significativas entre localidades.

Para la variable velocidad de corriente también se diferenciaron cuatro grupos de localidades. Un primer grupo formado por localidades con velocidades medias muy bajas, inferior a  $0.16 \text{ m s}^{-1}$  (media de  $0.12 \pm 0.07 \text{ m s}^{-1}$ ). Las localidades que conforman el segundo grupo presentan velocidades medias bajas, comprendidas entre 0.17 y  $0.39 \text{ m s}^{-1}$  (media de  $0.29 \pm 0.07 \text{ m s}^{-1}$ ). El tercer grupo está integrado por localidades con velocidades de corriente medias, comprendidas entre 0.4 y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$  (media de  $0.49 \pm 0.05 \text{ m s}^{-1}$ ). Finalmente, el último grupo se encuentra formado por localidades con velocidades de corriente altas, con medias superiores a  $0.7 \text{ m s}^{-1}$  (media de  $0.77 \pm 0.09 \text{ m s}^{-1}$ ), alcanzando valores medios de hasta  $0.9 \text{ m s}^{-1}$ . En este caso, todos los grupos presentaron diferencias significativas entre localidades en el uso por parte de las tres clases de edad.



Para evaluar las diferencias en el uso del sustrato, se utilizó el Índice de sustrato para facilitar el análisis. Para esta variable se establecieron también cuatro grupos de localidades. El primer grupo incluye localidades con un índice de sustrato medio inferior a 3.8, donde la grava y los finos son los sustratos predominantes. El segundo grupo integra localidades con un índice de sustrato medio, comprendido entre 3.9 y 4.5, predominando piedras y gravas. Un tercer grupo, estaría formado por localidades con un índice de sustrato comprendido entre 4.6 y 5.3, donde el bloque es el sustrato dominante. Por último, un cuarto grupo englobaría las localidades que presentan un valor medio del índice de cauce superior a 5.4, donde predomina la roca madre. De nuevo, se encontraron diferencias significativas en el uso del sustrato entre localidades en los cuatro grupos para todas las clases de edad.

En referencia al porcentaje de refugio frente a altas velocidades de corriente, se definieron igualmente cuatro grupos de localidades. El primer grupo estaría formado por localidades con un porcentaje medio de refugio muy bajo, inferior al 4%. El segundo grupo abarca localidades con un porcentaje medio de refugio medio, comprendido entre el 4 y el 10%. Un tercer grupo incluiría localidades con un promedio de refugio alto, comprendido entre el 10 y el 14%. Finalmente, el cuarto grupo integrado por un reducido número de localidades que presentan porcentajes medios de refugio frente a la velocidad de corriente superiores al 15%, alcanzando un máximo del 22%. Los análisis estadísticos revelaron que los tres primeros grupos mostraban diferencias significativas entre localidades en el uso por parte de todas las clases de edad. Sin embargo, en el cuarto grupo no se encontraron tales diferencias en ninguna de las clases de edad.

Para analizar la variable porcentaje de refugio por aislamiento visual se establecieron tres grupos de localidades. El primer grupo se encuentra formado por localidades con un porcentaje medio de refugio muy bajo, inferior al 1%. El segundo grupo incluye un elevado número de localidades caracterizadas por tener un porcentaje medio de refugio por aislamiento visual medio, comprendido entre el 1 y el 6%. El tercer y último grupo, está formado por localidades con valores medio de refugio altos, superiores al 7%, alcanzando valores máximos del 19%. El análisis ofreció resultados dispares. En el primer grupo se encontraron diferencias significativas entre localidades en el uso de las clases de edad 0+ y mayores de 1+, y no en la clase de edad 1+. Sin embargo, en el segundo grupo existieron diferencias significativas entre localidades en el uso de todas las clases de edad. Sin embargo, en el tercer grupo únicamente se detectaron diferencias entre localidades en las clases de edad mayores de 1+.

En último lugar, se definieron también tres grupos de localidades en la variable porcentaje de refugio combinado. El primero de ellos agrupa localidades con un porcentaje medio de refugio combinado bajo o muy bajo, inferior al 7%. El segundo grupo incluye localidades con porcentajes medios de refugio combinado intermedios, comprendidos entre el 10 y el 25%. El tercer grupo se encuentra formado por

localidades con un porcentaje medio de refugio alto o muy alto, por encima del 25%, alcanzando valores superiores al 40%. Únicamente en dos casos no se encontraron diferencias significativas entre localidades en el uso de la variable, en la clase de edad 0+ dentro del primer grupo, y en las clases de edad mayores de 1+ en el tercer grupo. El resto mostraron diferencias significativas entre localidades en el uso.

A partir de los resultados obtenidos se pueden sacar varias conclusiones. El hecho de que se hallen diferencias significativas en el uso entre localidades con una distribución similar de una determinada variable de microhábitat, indica la existencia de una fuerte interrelación entre variables. El uso de una variable de microhábitat no sólo viene determinada por su distribución en el medio, es decir, su disponibilidad, sino también por la disponibilidad de las otras características del microhábitat, especialmente de refugio. Por ejemplo, la selección por parte de truchas 0+ de posiciones con elevada velocidad de corriente únicamente cuando aparecen asociadas a elementos que proporcionen refugio frente a esta excesiva velocidad, o truchas de mayor edad presentes en posiciones de escasa profundidad asociadas a elementos que proporcionan refugio por aislamiento visual. De ello se deriva la necesidad de elaborar, siempre que sea posible, curvas locales específicas de la localidad, ya que diferencias en la disponibilidad de alguna variable del hábitat puede provocar cambios en el uso en otras variables por parte de la Trucha Común. A partir de los resultados también se puede concluir que puede ser más correcto el uso de funciones multivariadas que recojan estas interacciones como fue comentado en la introducción del capítulo.

Como conclusión, los resultados obtenidos indican que para modelizar los requerimientos de hábitat de la Trucha Común en las poblaciones analizadas se deben elaborar curvas de preferencia locales por clases de edad.

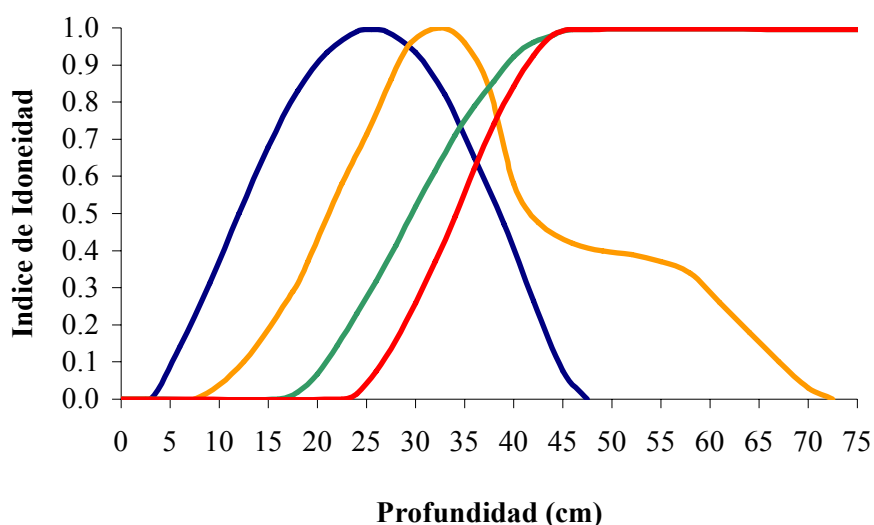
### 2.3.3. Curvas de preferencia

#### Cuenca del río Eska

Se han elaborado dos grupos de curvas de preferencia, un grupo para los tramos situados en el río principal, río Eska, y otro para los afluentes Belagua y Uztárroz, debido a la similitud existente en el hábitat disponible. No se encontraron diferencias significativas tanto en la disponibilidad de hábitat como en el uso por parte de las truchas para las variables profundidad y velocidad de corriente (Kruskal Wallis,  $p>0.05$ ). Existen diferencias significativas en el sustrato disponible en ambos grupos. Sin embargo, estas diferencias no se reflejan en el uso del hábitat por las truchas.

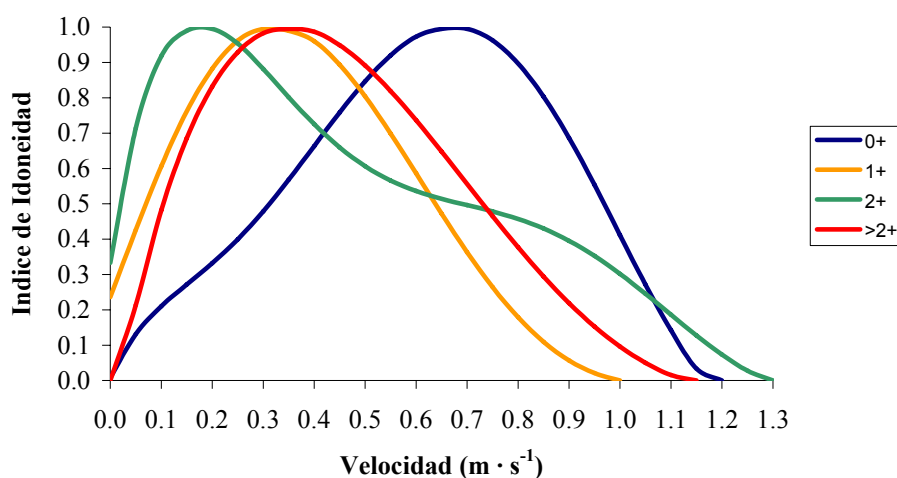
Se exponen a continuación las curvas elaboradas para el río Eska para las variables profundidad, velocidad e índice de sustrato (Figuras 2.3.3.1, 2.3.3.2 y 2.3.3.3).

En la Figura 2.3.3.1 se observa cómo a medida que aumenta la edad, las truchas prefieren profundidades mayores. Así, para la clase de edad 0+, el rango óptimo (valores del Índice de Idoneidad mayores de 0.6) se localiza entre 13 y 38 cm con el óptimo absoluto a 25.5 cm, tomando un valor de idoneidad de cero a 47.5 cm. En la clase de edad 1+ dicho rango se sitúa entre los 28 y 45 cm, siendo claramente más estrecho que en el caso de las 0+, con el mayor valor de idoneidad a una profundidad de 37.5 cm, que disminuye hasta tomar el valor de cero a la profundidad de 75 cm. Las truchas de edad 2+ y mayores, presentan unas curvas de preferencia similares, alcanzando el máximo valor de idoneidad a 46 cm. La diferencia con las clases inferiores se encuentra en que muestran valores del índice de idoneidad mayores a profundidades menores, por lo que el rango de valores óptimos comienza a profundidades de 31 cm en las clases de edad 0+ y 1+, y de 35 cm en las clases de edad 2+ y superiores.



**Figura 2.3.3.1.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Isaba (110), Roncal (120) y Burgui (130) del río Eska.

En cuanto a la velocidad de corriente, todas las clases de edad toman valores del Índice de Idoneidad muy bajos para velocidades cercanas a  $0 \text{ m s}^{-1}$ , hecho propiciado por la escasa proporción de zonas con aguas lentas en el cauce. Además, todas las clases de edad utilizan un amplio rango de velocidades. La clase de edad 2+ presenta su máximo valor de idoneidad a velocidades de  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ , con un rango óptimo comprendido entre velocidades de  $0.05$  y  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ . Las clases de edad 1+ y mayores de 2+ muestran preferencias parecidas con el máximo entre valores de  $0.3$  y  $0.35 \text{ m s}^{-1}$  y un rango óptimo comprendido entre velocidades de  $0.1$  y  $0.65$ . La clase de edad 0+ alcanza su valor óptimo a velocidades muy elevadas, con un promedio de  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ , y un rango óptimo entre  $0.37$  y  $0.92 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.2).



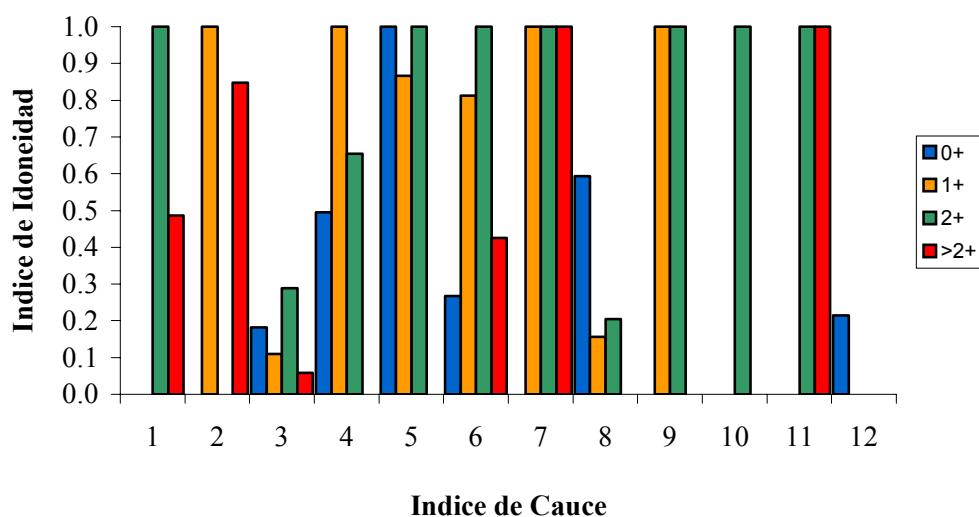
**Figura 2.3.3.2.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Isaba (110), Roncal (120) y Burgui (130) del río Eska.

Las categorías del Índice de cauce aparecen definidas en la Tabla 2.3.3.1. El resto de combinaciones no aparecen en el río o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.1.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Isaba, Roncal y Burgui de la cuenca del Eska.

Índice de cauce	Clase de sustrato	Clase de refugio
1	4	4-5
2		9
3		10
4	5	1
5		2-3
6		5-6
7		9
8		10
9	6	2-3
10		4-6
11		9
12		10

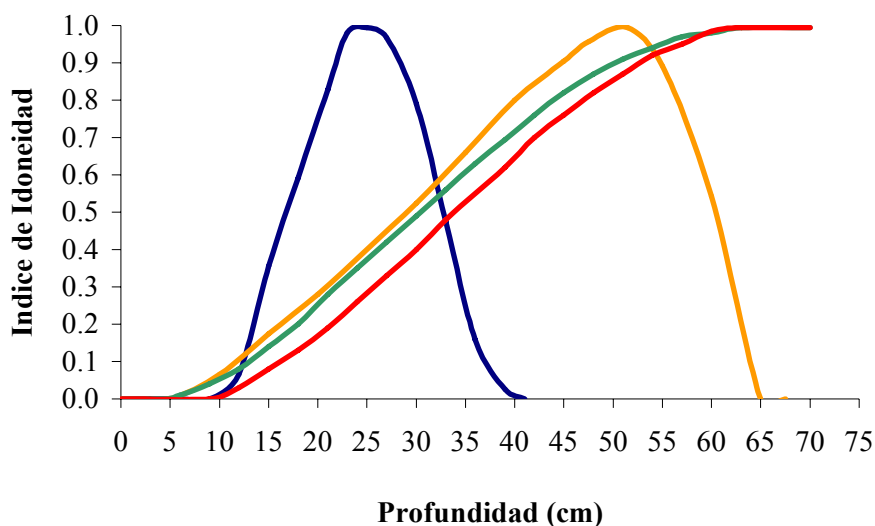
La clase de edad 0+ prefiere zonas de bloques, especialmente si ofrecen refugio frente a la velocidad (categoría 5). El resto de las clases de edad parecen presentar una patente independencia en cuanto al tipo de sustrato, apareciendo la máxima preferencia ligada a zonas con refugio, tomando valores mínimos de idoneidad en las zonas sin ningún tipo de refugio (categorías 3, 8 y 12). Por ello la presencia o ausencia de refugio parece regir la selección de hábitat por parte de los juveniles y adultos (Figura 2.3.3.3). Las truchas 1+ muestran una mayor preferencia por zonas de bloques con refugio, sin importar la naturaleza de éste (categorías de 4 a 7). Sobre piedras sólo aparecen cuando existe refugio combinado (categoría 2) y sobre roca madre cuando existe refugio frente a la velocidad (categoría 9). Las truchas de mayor edad muestran preferencia por zonas con refugio combinado (categorías 2, 7 y 11) independientemente del tipo de sustrato y mostrando valores moderados de preferencia por zonas con refugio debido al aislamiento visual cuando aparecen ligadas a piedras o bloques (categorías 1 y 6).



**Figura 2.3.3.3.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Isaba (110), Roncal (120) y Burgui (130) del río Eska.

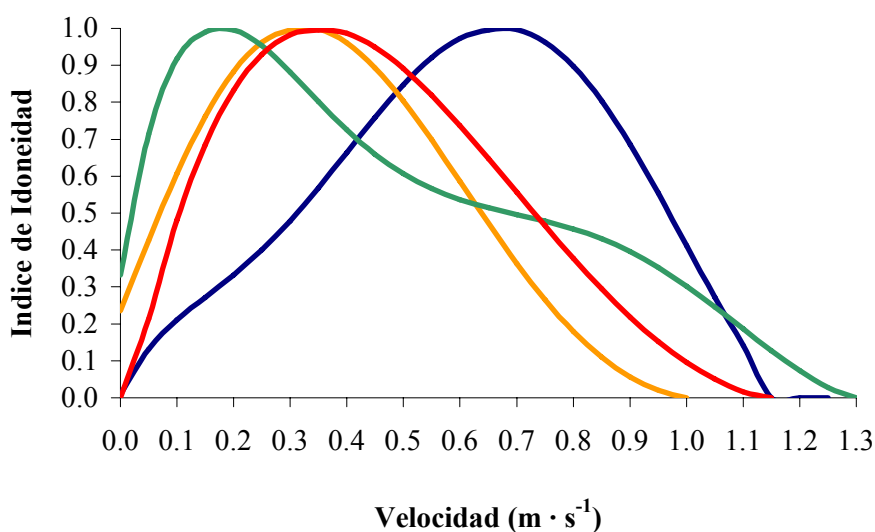
Por otro lado se elaboraron las curvas de preferencia conjuntamente para las localidades de Belagua y Uztároz (Figuras 2.3.3.4, 2.3.3.5 y 2.3.3.6).

Las truchas juveniles y adultas presentan el valor máximo de preferencia a profundidades mayores que las registradas en las localidades Isaba, Roncal y Burgui, debido a la presencia tanto en Belagua como en Uztároz de una mayor proporción de pozas profundas. El rango de la variable para la clase de edad 0+ va desde 9 a 41 cm, mientras que el rango óptimo es bastante estrecho, localizándose entre 19 y 31 cm de profundidad, con el máximo valor del Índice de Idoneidad a los 25 cm. En el caso de la clase de edad 1+, el rango óptimo es más amplio, estando comprendido entre 33 y 59 cm, con el máximo a una profundidad de 51.5 cm. Como en el caso de las localidades del cauce principal, las curvas de las truchas de clase de edad 2+ y mayores son muy similares, alcanzando la profundidad óptima a 63 cm (Figura 2.3.3.4).



**Figura 2.3.3.4.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Belagua (210) y Uztárroz (320) del río Eska.

En relación con la velocidad de corriente, se obtuvieron curvas de idoneidad muy similares a las desarrolladas para las localidades del río Eska. Todas las clases de edad registran valores del Índice de Idoneidad muy bajos en velocidades cercanas a  $0 \text{ m s}^{-1}$ . Además, todas las clases de edad utilizan un amplio rango de velocidades. La clase de edad 2+ presenta su máximo valor de idoneidad a velocidades de  $0.2 \text{ m s}^{-1}$  con un rango óptimo comprendido entre velocidades de  $0.05$  y  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ . Las clases de edad 1+ y mayores de 2+ muestran preferencias parecidas con el máximo en valores entre  $0.3$  y  $0.35 \text{ m s}^{-1}$  y un rango óptimo muy amplio, entre  $0.1$  y  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ . La clase de edad 0+ alcanza su valor óptimo a velocidades tan elevadas como  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ , con un rango óptimo entre  $0.37$  y  $0.92 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.5).



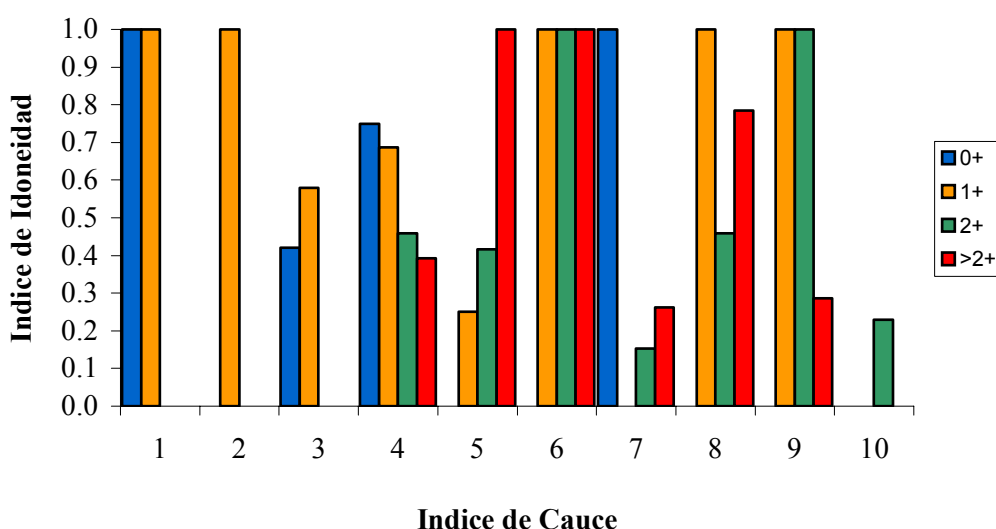
**Figura 2.3.3.5.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Belagua (210) y Uztárroz (320) del río Eska.

Las clases de índice de cauce empleadas se muestran en la Tabla 2.3.3.2. El resto de combinaciones de sustrato-refugio no aparecen en el río o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.2.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Belagua y Uztárroz de la cuenca del Eska.

Índice de cauce	Clase de sustrato	Clase de refugio
1	4	1-2
2		9
3		10
4	5	1-2
5		4-6
6		9
7		10
8	6	1
9		9
10		10

Las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ muestran una mayor preferencia por las zonas con bloques, ya sea con refugio a la velocidad (categoría 4) o sin refugio (categoría 7), y por las zonas de sustrato de tamaño medio sólo cuando ofrecen refugio frente a la velocidad (categoría 1). Sin embargo, las truchas de edad 1+ prefieren zonas con refugio, ya sea frente a la velocidad (categorías 1, 4 y 8) o combinado (categorías 2, 6 y 9), con independencia del tipo de sustrato. Las de clase de edad 2+ y mayores buscan zonas de refugio combinado, en esta caso pozas principalmente, y sustratos de gran tamaño como bloques y roca madre (categorías 6 y 9 respectivamente), evitando las zonas del cauce sin refugio (Figura 2.3.3.6).

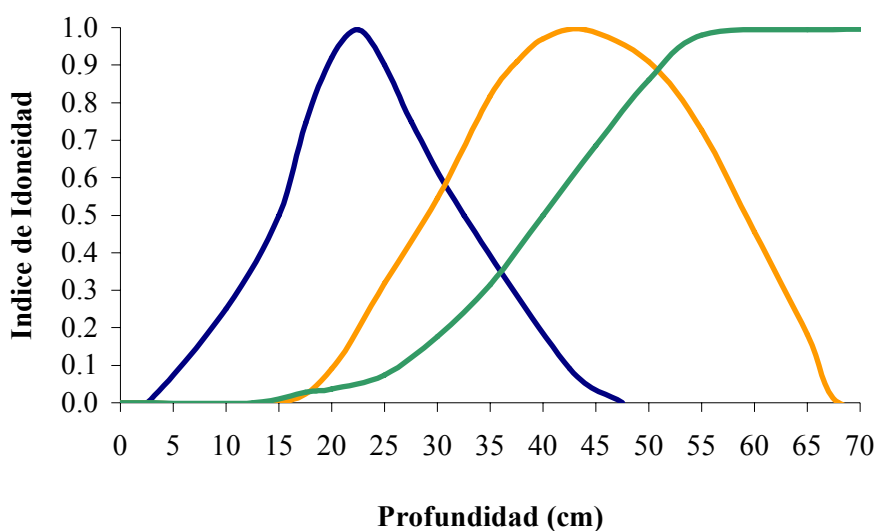


**Figura 2.3.3.6.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades Belagua (210) y Uztárroz (320) del río Eska.

### Cuenca del río Salazar

Debido a las diferencias significativas en cuanto a la disponibilidad de las variables de profundidad y refugio en las localidades estudiadas, se elaboraron dos grupos de Curvas de Preferencia distintas para la profundidad y el índice de cauce, uno para el río Salazar, aplicable a las tres localidades presentes en él, y otro grupo de curvas para el río Zatoia. En primer lugar se exponen las curvas elaboradas para el río Salazar.

En la Figura 2.3.3.7 se aprecia que a medida que las truchas aumentan en edad, y en consecuencia en tamaño, prefieren zonas más profundas. La clase 0+ ocupa un rango de profundidad de 2.5-47.5 cm, con un estrecho rango óptimo entre 16 y 30 cm y un máximo valor del Índice de Idoneidad a 22.5 cm. En las truchas 1+ el rango de profundidad se extiende desde 15 hasta 68 cm, con el rango óptimo entre 31 y 56 cm y el máximo absoluto a 44 cm. Para las truchas de clase de edad superiores a 1+ el máximo se alcanza a 65 cm, tomando el Índice de Idoneidad valores superiores a 0.6 a partir de 42 cm de profundidad y valores inferiores a 0.1 con profundidades por debajo de 27 cm, lo que hace patente la preferencia por zonas de gran profundidad.

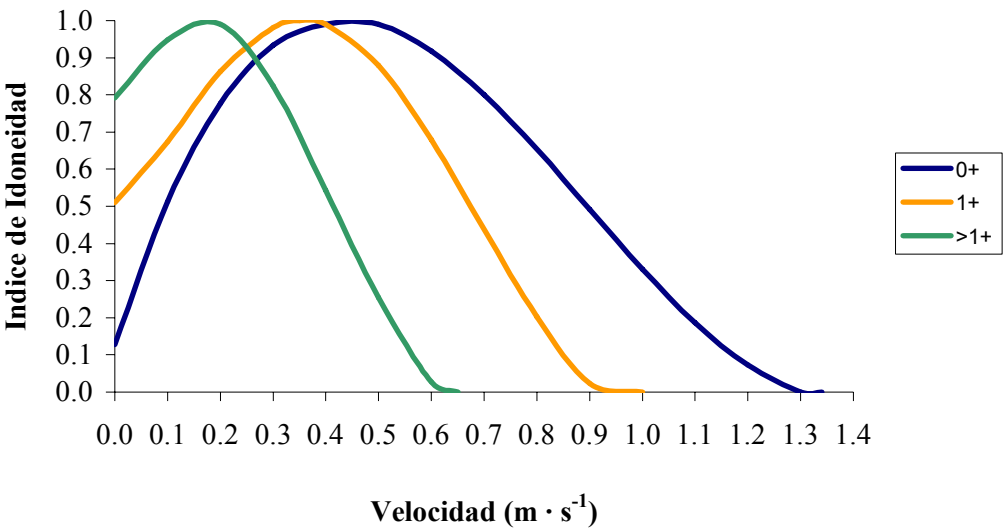


**Figura 2.3.3.7.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Eskaroz (710), Güesa (720) y Aspurz (740).

Respecto a la velocidad de corriente, se observa que a medida que la trucha aumenta de edad prefiere velocidades de corriente menores. Así, el Índice de Idoneidad para las truchas mayores a 1+ alcanza valores de 0.8 para velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , para alcanzar el máximo valor a velocidades de  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ . A partir de dicha velocidad el índice disminuye, bajando del valor de 0.6 a partir de velocidades superiores a  $0.4 \text{ m s}^{-1}$  y haciéndose cero a velocidades de  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ . Por el contrario, para la clase 1+ el Índice de Idoneidad alcanza valores de 0.5 para velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , tomando el máximo valor a velocidades de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ . A partir de este punto el índice comienza a



disminuir hasta llegar a cero a la velocidad de 0.92 m s<sup>-1</sup>. En el caso de las truchas 0+ el Índice de Idoneidad alcanza valores inferiores a 0.15 para 0 m s<sup>-1</sup> de velocidad, encontrándose su rango óptimo entre 0.13 y 0.82 m s<sup>-1</sup>, con el máximo valor a la velocidad de 0.42 m s<sup>-1</sup>, tomando el valor cero a velocidades muy elevadas (1.3 m s<sup>-1</sup>) (Figura 2.3.3.8).



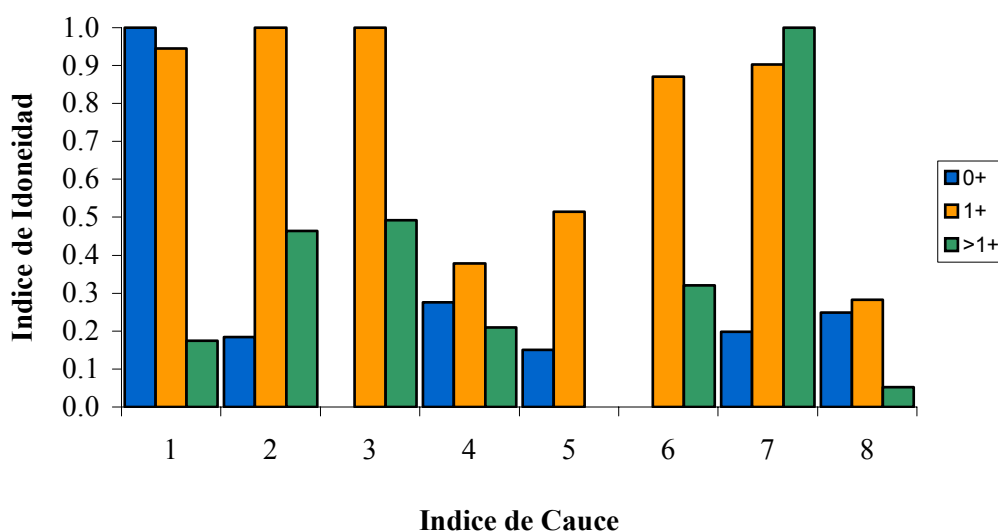
**Figura 2.3.3.8.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Eskaroz (710), Güesa (720) y Aspurz (740).

En la Tabla 2.3.3.3 se proporcionan las clases definidas para el índice de cauce. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo en estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.3.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de de Eskaroz (710), Güesa (720) y Aspurz (740).

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	5	1-2
2		6
3		9
4		10
5	6	1-2
6		4-6
7		8-9
8		10

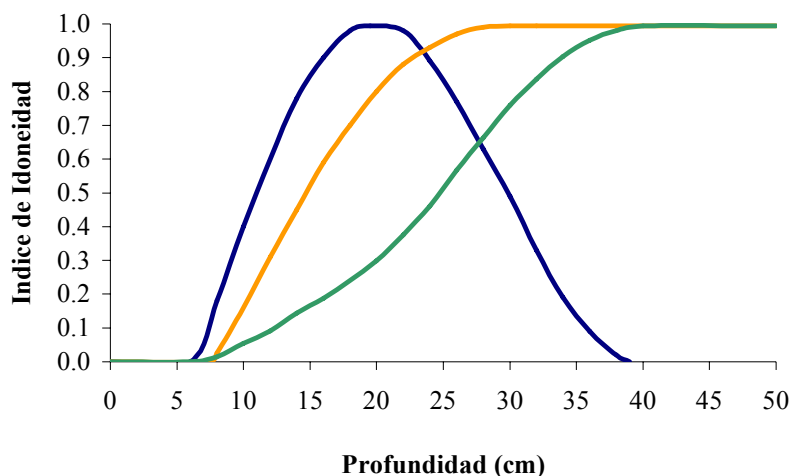
Todas las clases de edad prefieren zonas con sustrato grueso, bloque y roca madre, no apareciendo en sustratos de tamaño inferior. Las truchas 0+ muestran una clara preferencia por la categoría 1, bloques con refugio frente a la velocidad, tomando el resto de categorías valores bajos de Índice de Idoneidad. Las truchas de la clase de edad 1+ evitan las zonas sin refugio (categorías 4 y 8) y parecen mostrar una mayor preferencia por zonas de bloques con refugio combinado o por aislamiento visual (categorías 2 y 3). Por el contrario, las truchas mayores a 1+ prefieren zonas que ofrezcan refugio combinado sobre roca madre (categoría 7), evitando especialmente áreas sin refugio (categorías 4 y 8) o con refugio frente a la velocidad (categorías 1 y 5) (Figura 2.3.3.9).



**Figura 2.3.3.9.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Eskaroz (710), Güesa (720) y Aspurz (740) del río Salazar.

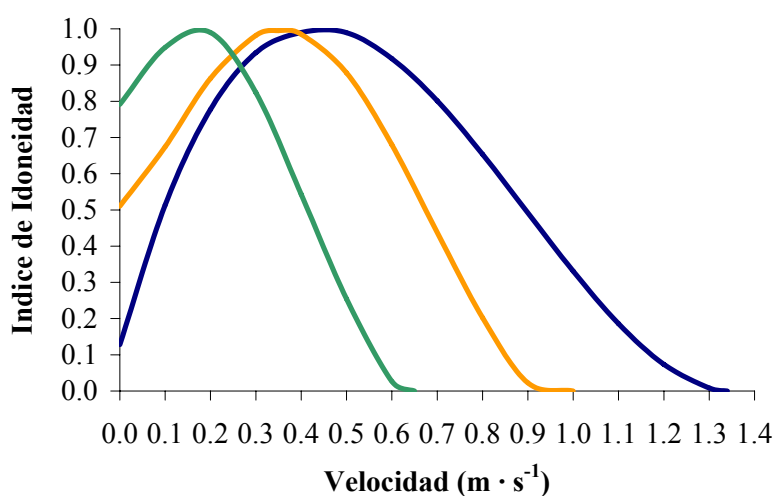
Por otro lado, se elaboraron las Curvas de Preferencia para el río Zatoia, que se exponen en las siguientes figuras. Las categorías del índice de cauce son las mismas que las utilizadas para elaborar las curvas de las localidades del río Salazar.

Las truchas juveniles y adultas utilizan profundidades menores a las que utilizarían en un río de mayor profundidad media, como en el Salazar por ejemplo, debido a que la mayor parte de la superficie del cauce son zonas de aguas someras. De este modo, tanto las truchas de clase 1+ como las mayores alcanzan el valor máximo del Índice de Idoneidad a la profundidad de 34 cm y a partir de ésta cualquier profundidad superior sigue manteniendo el máximo valor debido a la escasez de zonas profundas dentro del cauce. Ambas curvas son muy parecidas, alcanzando la curva de preferencia para las truchas de clase de edad 1+ valores del Índice de Idoneidad superiores a los de clases superiores para un mismo valor de profundidad. La clase de edad 0+ tiene su máxima preferencia a la profundidad de 21 cm, siendo el rango óptimo de 14 a 28 cm y el rango de la variable entre 5 y 35 cm (Figura 2.3.3.10).



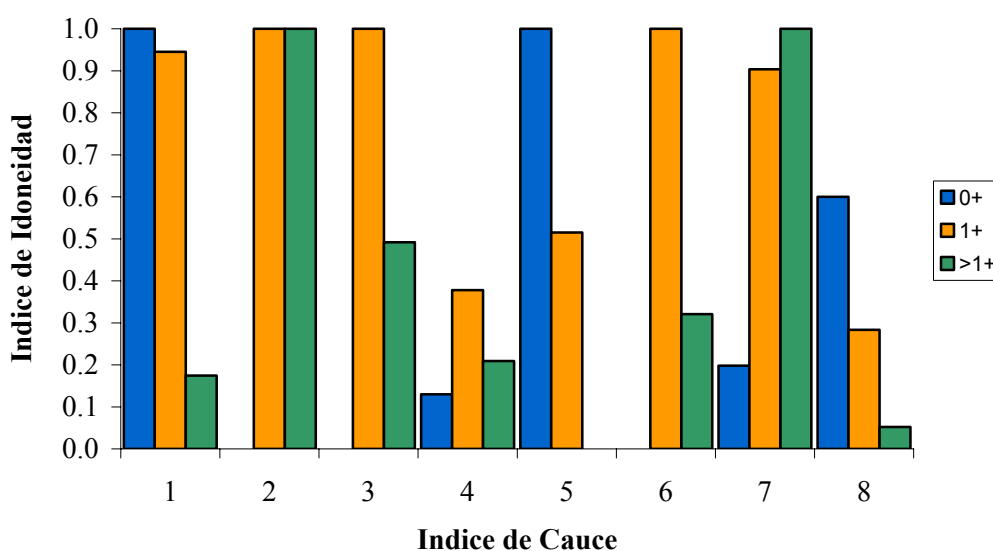
**Figura 2.3.3.10.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Ochagavía (930).

En cuanto a la velocidad de corriente, se observa que cuando la trucha aumenta de edad prefiere velocidades menores. Así, el Índice de Idoneidad para las truchas pertenecientes a las clases de edad superiores a 1+ alcanza valores de 0.8 para velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , para alcanzar el máximo valor a velocidades de  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ . A partir de dicha velocidad el índice disminuye, bajando del valor de 0.6 a partir de velocidades superiores a  $0.4 \text{ m s}^{-1}$  y haciéndose cero a velocidades de  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ . Por el contrario, para la clase 1+ el Índice de Idoneidad alcanza valores de 0.5 para velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , tomando el máximo valor a velocidades de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ . A partir de aquí el índice comienza a disminuir para llegar al valor de cero en la velocidad de  $0.92 \text{ m s}^{-1}$ . En el caso de las truchas 0+, el Índice de Idoneidad alcanza valores inferiores a 0.15 para  $0 \text{ m s}^{-1}$  de velocidad, encontrándose su rango óptimo entre  $0.13$  y  $0.82 \text{ m s}^{-1}$ , con el máximo valor a la velocidad de  $0.42 \text{ m s}^{-1}$  y tomando el valor cero a velocidades muy elevadas ( $1.3 \text{ m s}^{-1}$ ) (Figura 2.3.3.11).



**Figura 2.3.3.11.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Ochagavía (930).

Al igual que en el caso de las localidades del río Salazar, las truchas sólo utilizan zonas de bloque y roca madre como sustrato, con independencia de su edad (Figura 2.3.3.12). En el caso de las truchas 0+ tienen la máxima preferencia por zonas con refugio frente a la velocidad (categorías 1 y 5), evitando el resto de combinaciones, salvo roca madre con refugio (categoría 8); mientras que las truchas 1+ seleccionan zonas con refugio, sin importar el tipo de éste, evitando las zonas expuestas (categorías 4 y 8). De forma similar, las truchas mayores a 1+ evitan zonas sin refugio, pero con una clara preferencia por las escasas zonas de refugio combinado, que aparecen en este caso sobre roca madre, así como las también escasas zonas de refugio por aislamiento visual sobre bloques (categorías 2 y 7 respectivamente).

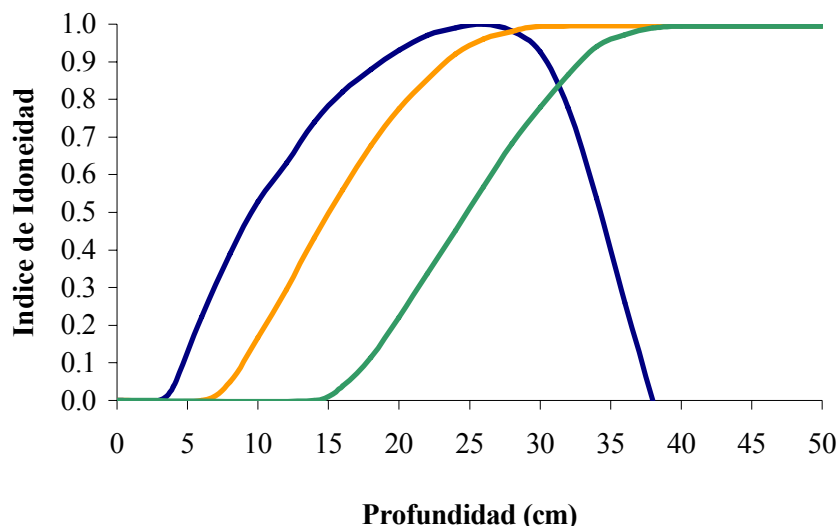


**Figura 2.3.3.12.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Ochagavía (930) del río Zatoia.

### Cuenca del río Areta

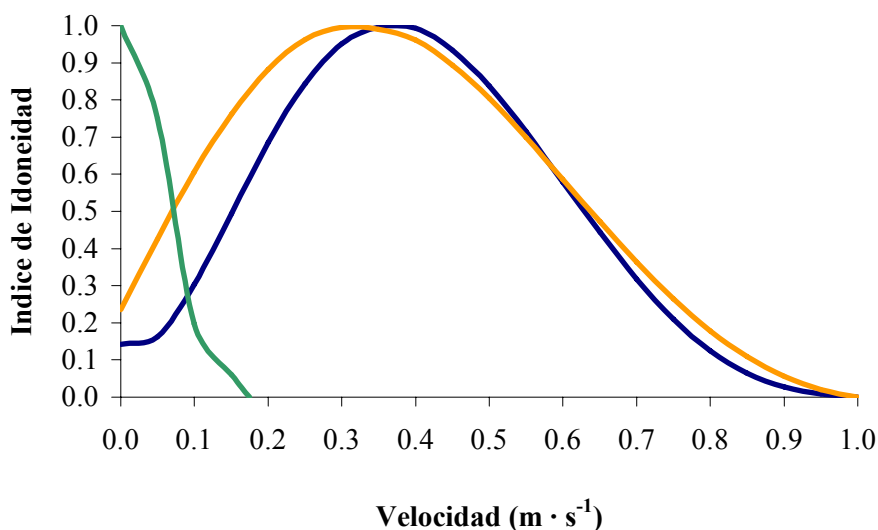
Se exponen a continuación las curvas elaboradas por clases de edad para el río Areta para las variables profundidad, velocidad e Índice de cauce.

En la Figura 2.3.3.13 se observa que la clase de edad 0+ tiene un rango de uso de la profundidad desde 4 hasta 38 cm, aunque el rango óptimo se sitúa entre 12 y 33 cm, con la máxima preferencia a 26 cm. En cambio, las truchas pertenecientes a la clase de edad 1+ tienen su rango óptimo de profundidad a partir de 17 cm y alcanzan el máximo valor de preferencia a 30 cm. Por su parte, las truchas de mayor edad evitan zonas con profundidades inferiores a 14 cm y empiezan a tener valores de óptimos de preferencia a partir de 26 cm, para alcanzar la máxima preferencia a partir de profundidades de 40 cm. Las truchas juveniles y adultas utilizan profundidades inusualmente bajas debido a la escasez de zonas profundas dentro del cauce del río.



**Figura 2.3.3.13.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Ongoz (1010).

En cuanto a la velocidad de corriente, cabe destacar el estrecho rango de valores que utilizan las truchas de edades superiores a 1+, no usando velocidades superiores a  $0.18 \text{ m s}^{-1}$  y mostrando valores del Índice de Idoneidad de sólo 0.2 para velocidades de  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . Es importante destacar que para los caudales circulantes durante el estiaje, más del 50% de la superficie del tramo presenta velocidades inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ . El resto de clases de edad utilizan un rango mayor de velocidades, de 0 a  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de edad 0+ muestran una máxima preferencia por velocidades de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ , con un rango óptimo de velocidades entre  $0.17$  y  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de la clase de edad 1+ muestran mayor preferencia por velocidades bajas que las truchas de la clase de edad 0+, de manera que su rango óptimo de velocidades va de  $0.1$  a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , presentando una preferencia máxima por velocidades de  $0.3 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.14).



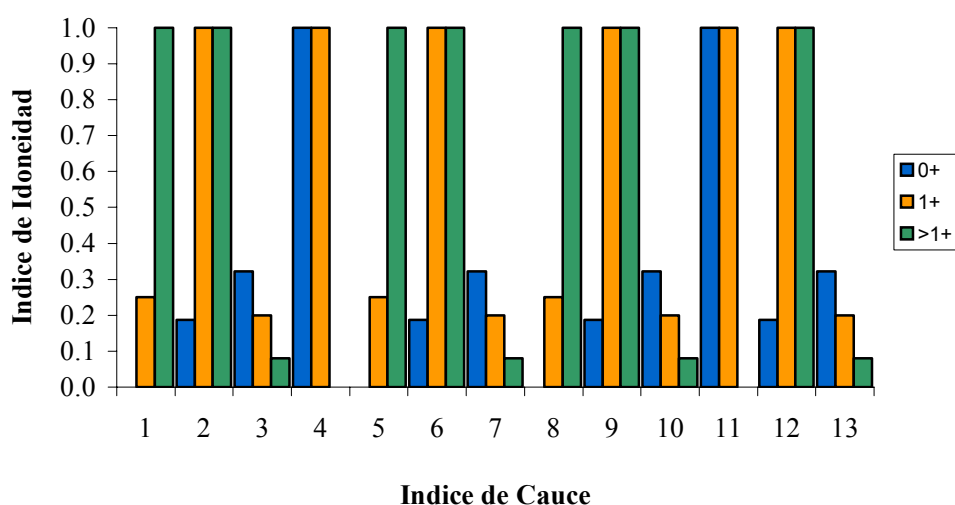
**Figura 2.3.3.14.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Ongoz (1010).

Las categorías del Índice de cauce aparecen definidas en la Tabla 2.3.3.4. El resto de combinaciones no aparecen en el río o no son utilizados por las truchas.

**Tabla 2.3.3.4.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Ongoz de la cuenca del Areta.

Índice de Cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	4-6
2		9
3		10
4	4	1
5		5
6		9
7		10
8	5	5
9		9
10		10
11	6	1
12		8-9
13		10

La selección del Índice de cauce parece ser independiente del sustrato presente, guardando solamente relación con el tipo de refugio. Así, las truchas de clase de edad 0+ prefieren principalmente zonas con refugio frente a la velocidad de corriente (categorías 4 y 11), mostrando muy baja preferencia por el resto de hábitats. Las truchas de clase de edad 1+ seleccionan áreas tanto con refugio frente a la velocidad (categorías 4 y 11) como de refugio combinado (categorías 2, 6, 9 y 12), mostrando baja preferencia por el resto de zonas. Por su parte, las truchas de clases de edad superiores a 1+ exhiben un mayor Índice de Idoneidad por zonas con refugio por aislamiento visual (1, 5 y 8) y por zonas de refugio combinado (categorías 2, 6, 9 y 12). No muestran ninguna preferencia por zonas sin refugio o por zonas con refugio frente a la velocidad de corriente (Figura 2.3.3.15).

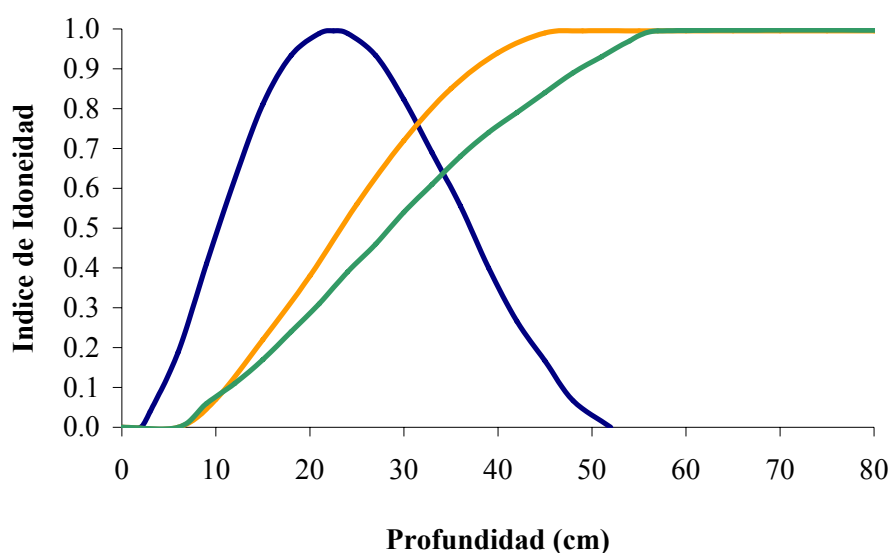


**Figura 2.3.3.15.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta.

### Cuenca del río Irati

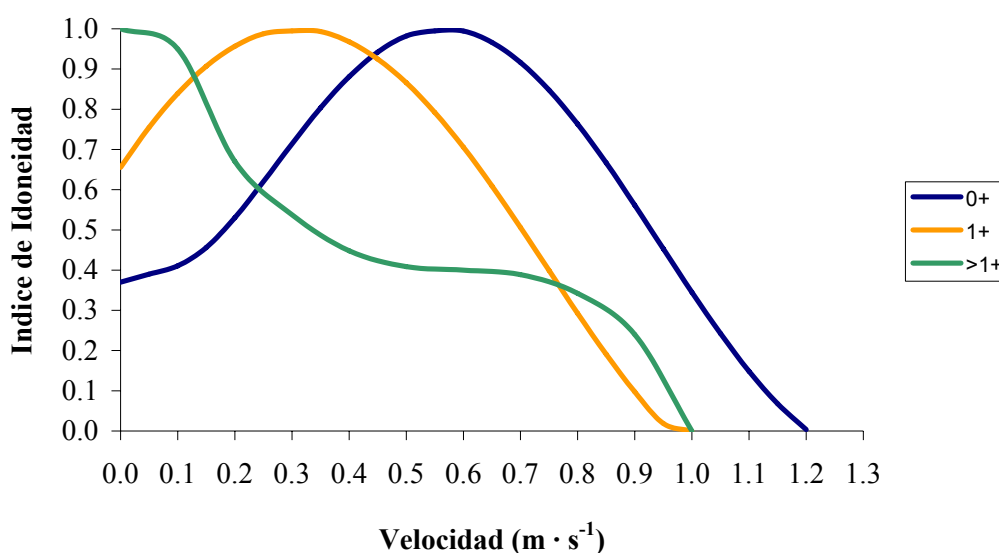
Para la preparación de las curvas de preferencia se unieron los datos recogidos en las tres localidades, elaborándose curvas específicas para las variables que presentaron diferencias significativas. De este modo, se obtuvo una curva de preferencia de la variable velocidad válida para las tres localidades en estudio, salvo para la clase de edad 1+, para la cuál fue necesario construir una curva distinta para cada localidad. En cuanto a las variables profundidad e índice de cauce, fue necesario elaborar curvas específicas para la localidad situada en el río Legartza (1136), debido a las grandes diferencias mostradas respecto a las otras dos localidades. Además, para la variable índice de cauce se elaboró una curva para la clase 0+ en la localidad de Virgen de las Nieves y otra distinta para Orbaitzeta, debido a la existencia de diferencias significativas en el uso del hábitat por parte de las truchas.

En el análisis comparado del uso del hábitat por las distintas clases de edad en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) se observa que el rango de profundidades utilizadas por la clase de edad 0+ va desde 3 hasta 52 cm, aunque el rango óptimo se sitúa entre 12 y 35 cm, con el máximo valor de preferencia a 22.5 cm. En el caso de las truchas de edad 1+ y mayores las curvas de preferencia toman formas parecidas. Ambas curvas tienen un valor de cero a profundidades de 7 cm, para aumentar hasta el valor máximo a la profundidad de 49 cm en el caso de las truchas 1+ y a 57 cm en el caso de las mayores a 1+. La curva de la clase de edad 1+ tiene mayor pendiente, por lo que el Índice de Idoneidad alcanza valores óptimos (mayores de 0.6) a una profundidad menor (26.5 cm) que en el caso de las truchas de mayor edad (33 cm) (Figura 2.3.3.16).



**Figura 2.3.3.16.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati.

Con relación a la velocidad de la corriente, en la Figura 2.3.3.17 se puede apreciar cómo a medida que las truchas aumentan en tamaño prefieren zonas más lentas. De este modo, las truchas mayores de 1+, muestran su máxima preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , disminuyendo dicha preferencia según aumenta la velocidad, de manera que el rango óptimo va desde 0 a  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ . El Índice de Idoneidad alcanza valores casi constantes entre las velocidades de  $0.4$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , para llegar hasta cero a la velocidad de  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de edad 1+ exhiben una máxima preferencia por zonas con velocidad de corriente de  $0.3 \text{ m s}^{-1}$ , aunque el Índice de Idoneidad alcanza valores óptimos a velocidades entre 0 y  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ . Esta clase de edad evita áreas con velocidades superiores a  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Las velocidades óptimas para la clase 0+ se mueven en el rango  $0.25$ - $0.85 \text{ m s}^{-1}$ , con la máxima preferencia a  $0.55 \text{ m s}^{-1}$ . Para velocidades menores de  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  el Índice de Idoneidad es inferior a 0.4.



**Figura 2.3.3.17.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati.

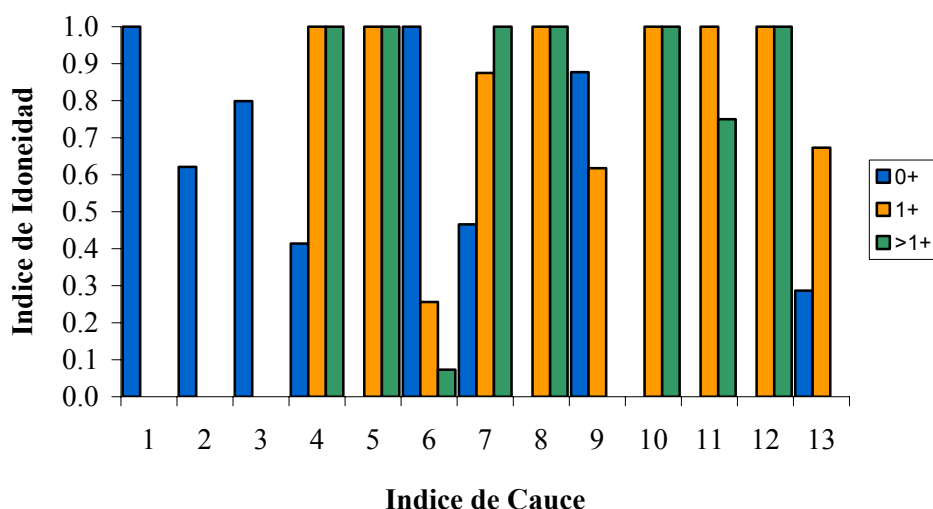


Las clases definidas para el índice de cauce se indican en la Tabla 2.3.3.5. El resto de combinaciones no se presentan en el tramo o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.5.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Virgen de las Nieves de la cuenca del Irati.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	4-5
2		10
3	4	1-2
4		4-5
5		9
6		10
7	5	1-3
8		9
9		10
10	6	1-3
11		4-6
12		9
13		10

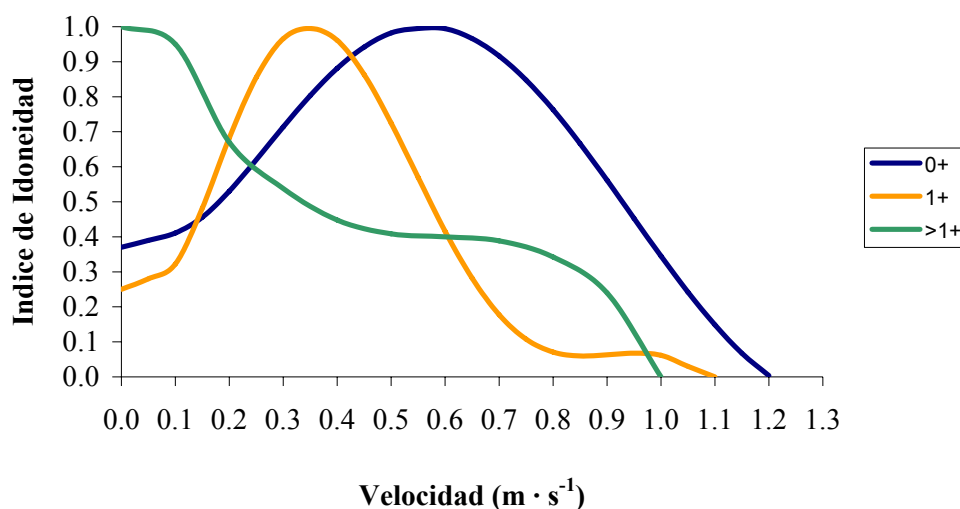
Las truchas 0+ son las únicas que utilizan zonas con gravas como sustrato (categorías 1 y 2), evitando áreas cuyo sustrato sea roca madre (categorías de 10 a 13) y mostrando una máxima selección de zonas de piedras y bloques cuando no existe ningún tipo de refugio (categorías 6 y 9). Las truchas 1+ prefieren zonas de bloques y roca madre, principalmente si tienen algún tipo de refugio asociado, aunque muestran también valores altos de preferencia por zonas sin refugio. Esta clase de edad aparece sobre sustrato de piedras si tienen refugio por aislamiento visual o combinado. Las truchas mayores de 1+ evitan las zonas sin refugio, pudiendo aparecer sobre cualquier tipo de sustrato siempre que haya refugio (Figura 2.3.3.18).



**Figura 2.3.3.18.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati.

Las curvas de preferencia para la localidad de Orbaitzeta (1130) difieren de las de la localidad de Virgen de las Nieves solamente en la curva de la variable velocidad para la clase de edad 1+ y la curva del índice de cauce para la clase 0+. Las categorías definidas para el índice de cauce también son las mismas que para la localidad de Virgen de las Nieves. Por tanto, las curvas de profundidad aplicables son las mismas que en la localidad de Virgen de las Nieves (Figura 2.3.3.16).

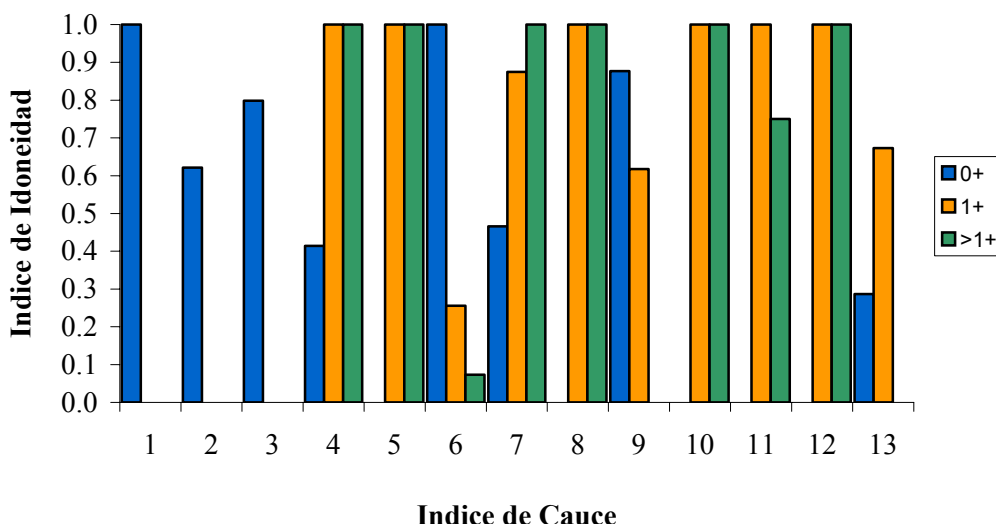
Las truchas 1+ muestran su máxima preferencia por velocidades de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ . Sin embargo el rango óptimo de velocidades es más estrecho ( $0.17\text{-}0.53 \text{ m s}^{-1}$ ). Además, el Índice de Idoneidad alcanza valores muy bajos (inferiores a 0.3) para velocidades de corriente por debajo de  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . Las velocidades óptimas para las truchas 0+ se mueven en el rango  $0.25\text{-}0.85 \text{ m s}^{-1}$ , con la máxima preferencia a velocidades de  $0.55 \text{ m s}^{-1}$ . Para velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , el Índice de Idoneidad alcanza valores por debajo de 0.4. Las truchas mayores de 1+ muestran su máxima preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , disminuyendo dicha preferencia según aumenta la velocidad, de manera que el rango óptimo oscila entre 0 y  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ . El Índice de idoneidad alcanza valores casi constantes entre las velocidades de  $0.4$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , llegando hasta cero a la velocidad de  $1 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.19).



**Figura 2.3.3.19.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Orbaitzeta (1130) del río Irati.

Las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ son las únicas que utilizan zonas con sustrato de grava (categorías 1 y 2). Esta clase de edad utiliza de manera preferente zonas de grava y piedra, aunque sobre grava sólo aparecen cuando existe refugio por aislamiento visual (categoría 1). Muestran también máxima preferencia por las zonas de piedras sin ningún tipo de refugio, que es la combinación que se presenta en una mayor proporción dentro del tramo. Por último, evitan áreas cuyo sustrato sea roca madre (categorías de 10 a 13) o bloques (categorías de 7 a 9). Las truchas 1+ prefieren zonas

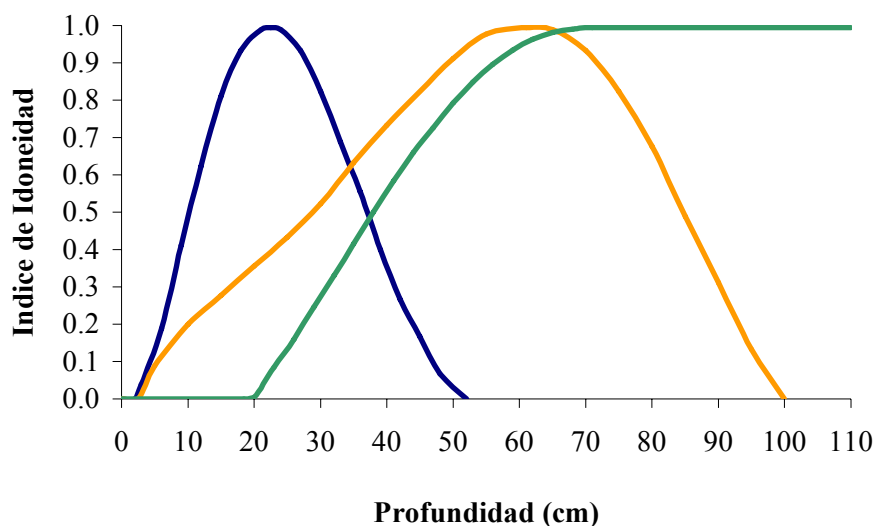
de bloques y roca madre, principalmente si tienen refugio, aunque muestran también valores altos de preferencia por zonas sin refugio. Aparecen sobre piedras si tienen refugio por aislamiento visual o combinado. Las truchas mayores de 1+ evitan las zonas sin refugio, pudiendo aparecer sobre cualquier tipo de sustrato siempre que exista algún tipo de refugio (Figura 2.3.3.20).



**Figura 2.3.3.20.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Orbaitzeta (1130) del río Irati.

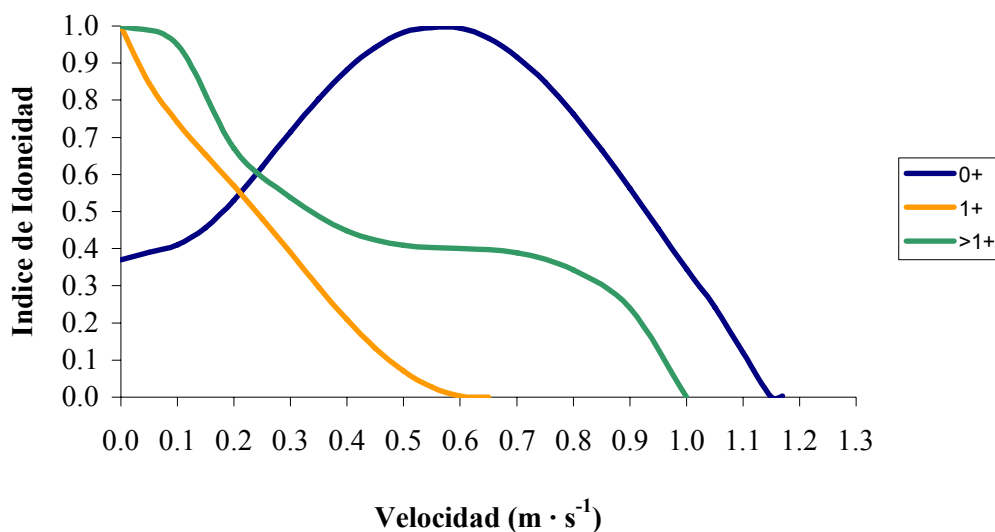
En las Figuras 2.3.3.21 a 2.3.3.23 se exponen las curvas de preferencia elaboradas en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta en el río Legartza (1136).

En el análisis comparado entre clases de edad de las curvas de preferencia para la profundidad se puede observar (Figura 2.3.3.21) que la curva para la clase de edad 0+ es idéntica a la anteriormente comentada para las localidades situadas en el río Irati. Así, la variable tiene un rango que abarca desde 3 a 52 cm, aunque el rango óptimo se sitúa entre 12 y 35 cm, con el máximo valor de preferencia a 22.5 cm. En cuanto a las truchas 1+, seleccionan un rango de profundidades bastante amplio, desde 5 hasta 100 cm, con el rango óptimo entre 34 y 81 cm, muy amplio también, y tomando el máximo valor de idoneidad a la profundidad de 61 cm. Las truchas de edades superiores a 1+ tienen también su mayor preferencia a profundidades bastante elevadas, 71 cm en promedio, que son abundantes en todo el tramo. De este modo, no aparecen por debajo de los 20 cm de profundidad, que por otra parte son las profundidades óptimas para la clase 0+. El rango óptimo comienza a partir de 41 cm de profundidad.



**Figura 2.3.3.21.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del río Legartza.

Las truchas de la clase de edad 0+ y mayores de 1+ se comportan igual respecto a la velocidad que en las localidades estudiadas del río Irati. Las velocidades óptimas para las truchas 0+ oscilan en el rango  $0.25\text{--}0.85\text{ m s}^{-1}$ , con la máxima preferencia en valores de  $0.55\text{ m s}^{-1}$ . Para velocidades inferiores a  $0.1\text{ m s}^{-1}$  el Índice de Idoneidad alcanza valores por debajo de 0.4. Por el contrario, las truchas mayores de 1+ muestran su máxima preferencia por velocidades inferiores a  $0.1\text{ m s}^{-1}$ , disminuyendo dicha preferencia según aumenta la velocidad, de manera que el rango óptimo oscila entre 0 y  $0.25\text{ m s}^{-1}$ . El Índice de Idoneidad alcanza valores casi constantes entre las velocidades de  $0.4$  y  $0.7\text{ m s}^{-1}$ , para llegar hasta cero a la velocidad de  $1\text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de la clase de edad 1+, muestran su máxima preferencia por zonas sin velocidad, disminuyendo paulatinamente el valor del Índice de Idoneidad a medida que aumenta la velocidad de corriente. El índice toma el valor de 0.6 a la velocidad de  $0.18\text{ m s}^{-1}$  y se hace cero a la velocidad de  $0.6\text{ m s}^{-1}$ , evitando velocidades superiores (Figura 2.3.3.22).



**Figura 2.3.3.22.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del río Legartza.

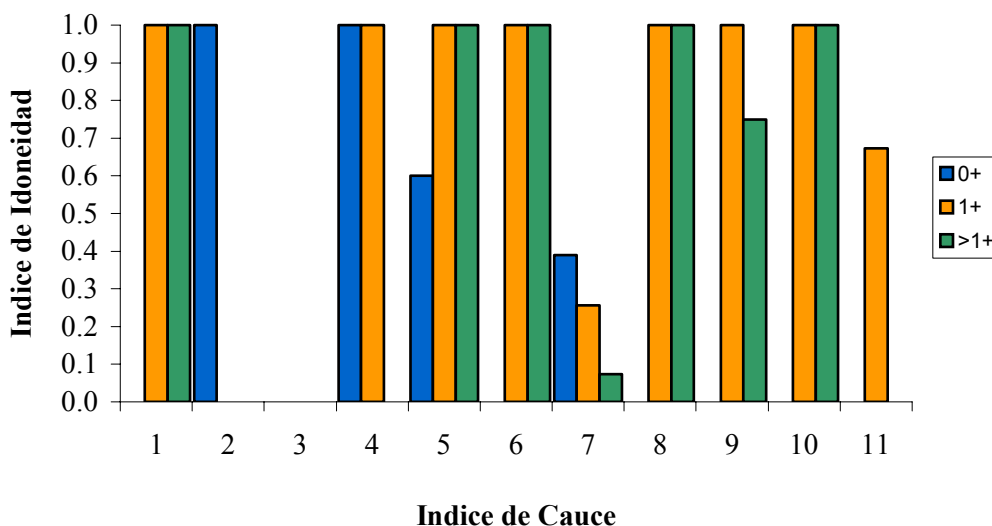
En la localidad de Legartza en Fábrica de Orbaitzeta (1136), las categorías definidas para el índice de cauce varían respecto a las anteriores, debido a la importante presencia de finos y a la ausencia de zonas de bloques, lo que condiciona la selectividad por parte de las truchas (Tabla 2.3.3.6).

**Tabla 2.3.3.6.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) de la cuenca del Irati.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	1	9
2	3	4-5
3		10
4	4	1-2
5		4-5
6		9
7		10
8	6	1-3
9		4-6
10		9
11		10

Las truchas 0+ prefieren sustratos de tamaño medio, gravas y piedras (categorías de 2 a 7), seleccionando zonas con refugio (categorías 2, 4 y 5), salvo cuando existe refugio combinado (categoría 6), que son áreas ocupadas por truchas de mayor edad. Evitan las zonas de roca madre y sin refugio. Por otro lado, las truchas 1+ y las de edad superior a 1+, muestran un comportamiento similar, evitando sustratos de tamaño inferior a las piedras (categorías 2 y 3), salvo que vayan ligados a la presencia de pozas

en cuyo caso se traduce en refugio combinado (categoría 1). Las de mayor edad exhiben un total rechazo a zonas sin refugio (categorías 7 y 11), hecho que no se observa en las truchas 1+ cuando estas zonas sin refugio van unidas a la presencia de roca madre (categoría 11). Ambas clases de edad seleccionan zonas con refugio ligadas a piedras o roca madre (Figura 2.3.3.23).



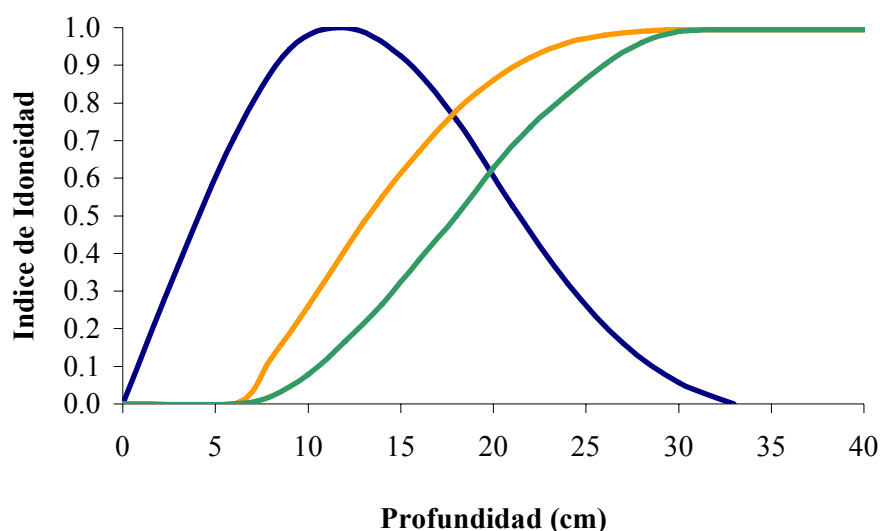
**Figura 2.3.3.23.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del río Legartza.

### Cuenca del río Urrobi

Debido a la similitud de los datos de disponibilidad de hábitat y su uso por parte de las truchas entre los tramos estudiados del cauce principal, se optó por realizar un análisis conjunto y elaborar unas curvas de preferencia válidas para ambas localidades, Urrobi en Espinal (1250) y en Uriz (1260). Para el punto de muestreo de Arrañosín en Burguete (1220) se elaboró otro grupo de curvas específicas debido a las evidentes diferencias en la disponibilidad de hábitat, lo cual condiciona el uso por parte de las truchas. A continuación se presentan las curvas elaboradas para la localidad de Burguete (1220).

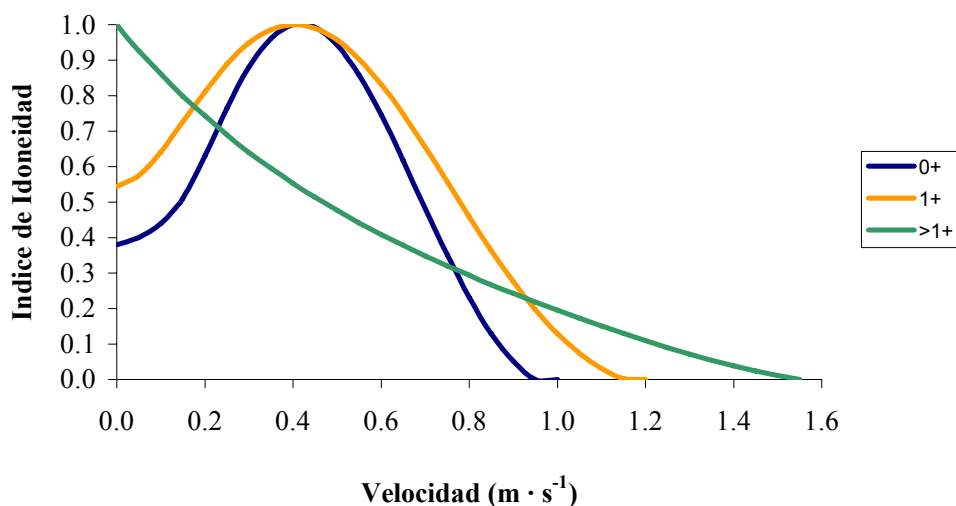
En el análisis comparado del uso del hábitat por las distintas clases de edad en la localidad de Burguete se observa que la clase de edad 0+ tiene un rango de profundidades en las curvas de preferencia que oscila entre 3 y 33 cm, aunque el rango óptimo se sitúa entre 6 y 20 cm, con el máximo valor de preferencia a 12 cm. Como antes se comentó, son valores muy bajos de profundidad que se deben a que la mayor parte de la superficie del tramo está ocupada por profundidades inferiores a 20 cm. Además, el poco crecimiento de las truchas 0+ en esta localidad de cabecera les permite ocupar aguas muy someras. Estas circunstancias se pueden aplicar a las truchas de

mayor edad, que ocupan posiciones dentro del cauce a profundidades inferiores a las que ocupan habitualmente en ríos de mayor profundidad. Así, el rango óptimo de las truchas de clase de edad 1+ comienza a 15 cm y el valor de máxima preferencia se encuentra en 30 cm, mientras que el rango óptimo de las truchas de clases de edad superiores a 1+ comienza en 20 cm y el máximo se alcanza a 32 cm. Esta localidad es un claro ejemplo de cómo la disponibilidad condiciona el uso del hábitat (Figura 2.3.3.24).



**Figura 2.3.3.24.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.

En relación a la velocidad de corriente, las truchas de edad 0+ utilizan con mayor preferencia zonas con valores comprendidos entre  $0.2$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , con la máxima preferencia por velocidades de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . Muestran poca preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  y evitan las velocidades superiores a  $0.9 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de clase 1+ muestran mayor preferencia que las 0+ por bajas velocidades de corriente y tienen un rango óptimo más amplio, de  $0.07$  a  $0.73 \text{ m s}^{-1}$ , mostrando la máxima preferencia por velocidades de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , evitando zonas con velocidad de corriente superior a  $1.15 \text{ m s}^{-1}$ . Por su parte, las truchas de mayor edad exhiben una máxima preferencia por velocidades de corriente de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , mostrando valores óptimos del Índice de Idoneidad hasta velocidades de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ . En el caso de las truchas de mayor tamaño el rango de la variable se extiende hasta el valor de  $1.5 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.25).



**Figura 2.3.3.25.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.

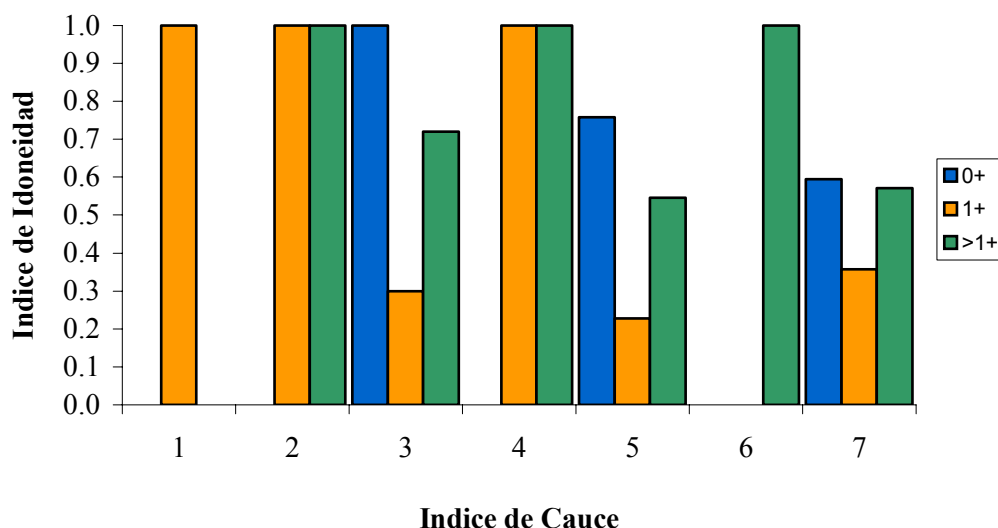
En la Tabla 2.3.3.7 se definen las clases del índice de cauce para esta localidad. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo bajo estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.7.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Burguete (1220) de la cuenca del Urrobi.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	1	4-5
2	3	6
3	4	10
4	5	5
5		10
6	6	2
7		10

Debido a la escasez de zonas con refugio existente en el cauce, las truchas de mayor edad aparecen siempre ligadas a estas zonas. De este modo, las truchas de edad 1+ prefieren zonas con refugio por aislamiento visual, con independencia del sustrato, evitando otro tipo de zonas (categorías 1, 2 y 4). Las de mayor edad aparecen ligadas también a zonas con refugio, ya sea frente a la velocidad de corriente como por aislamiento visual, con independencia del sustrato (salvo que éste sea de limo), aunque muestran valores mayores del Índice de Idoneidad que la clase 1+ por zonas sin refugio. Por su parte, las 0+ no seleccionan zonas con refugio para evitar la competencia con las truchas de mayor tamaño, por lo que aparecen sólo en áreas sin ningún tipo de refugio (categorías 3, 5 y 7), mostrando una mayor preferencia por sustrato de piedras (categoría 3) (Figura 2.3.3.26).

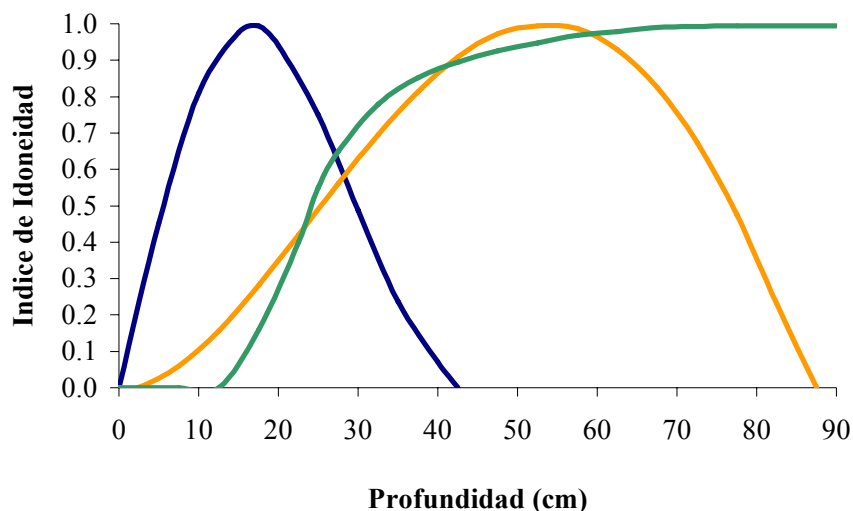




**Figura 2.3.3.26.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.

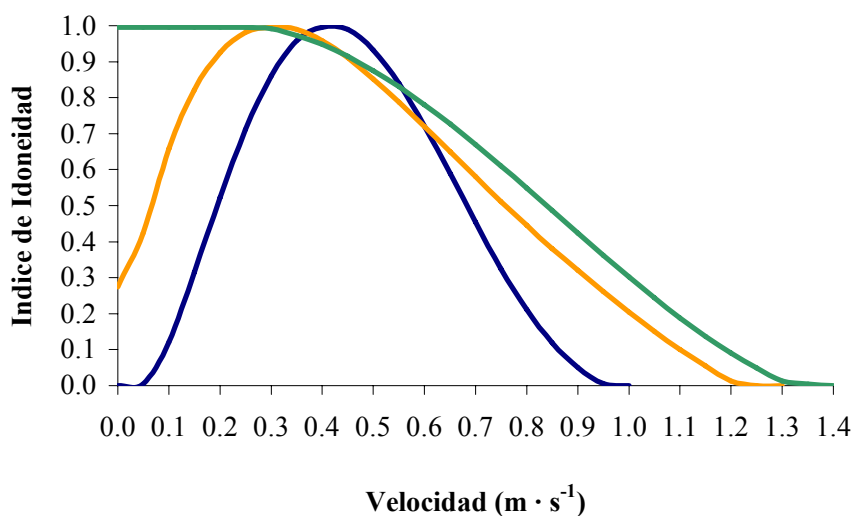
Las curvas de preferencia elaboradas para las localidades de Espinal y Uriz varían de forma significativa respecto a las de Burguete. En las siguientes figuras se exponen de forma comparada las distintas preferencias que muestran las clases de edad en relación con cada variable del hábitat estudiada.

Las truchas muestran preferencias hacia profundidades mayores a medida que crecen siempre que no haya restricciones impuestas por la disponibilidad del medio. Así, las truchas 0+ tienen el máximo valor del Índice de Idoneidad a la profundidad de 17.5 cm, con valores óptimos entre 7 y 23 cm. Las truchas 1+ seleccionan de modo preferente zonas con profundidades comprendidas entre 30 y 75 cm, mostrando una preferencia máxima por las zonas cercanas a 52 cm, no apareciendo a profundidades superiores a 87 cm. Las truchas de edades superiores seleccionan zonas con profundidades mayores a 23 cm, mostrando una máxima preferencia por valores superiores a 75 cm (Figura 2.3.3.27).



**Figura 2.3.3.27.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Espinal (1250) y Uriz (1260).

En cuanto a la velocidad, se repite el patrón general de las truchas de mayor edad seleccionando zonas con menor velocidad de corriente. De todas formas, hay que resaltar que aunque las truchas de mayor edad prefieren velocidades de corriente de hasta  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ , el Índice de Idoneidad alcanza valores por encima de lo normal para velocidades elevadas. Lo mismo ocurre para las truchas de edad 1+, aunque en este caso exhiben poca preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , mostrando una máxima preferencia por velocidades comprendidas entre  $0.1$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , con el máximo absoluto a  $0.3 \text{ m s}^{-1}$ . Para las truchas 0+, el Índice de Idoneidad alcanza valores óptimos a velocidades comprendidas entre  $0.2$  y  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ , con el máximo valor a la velocidad de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . Evitan velocidades por debajo de  $0.05 \text{ m s}^{-1}$  y por encima de  $0.95 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.28).



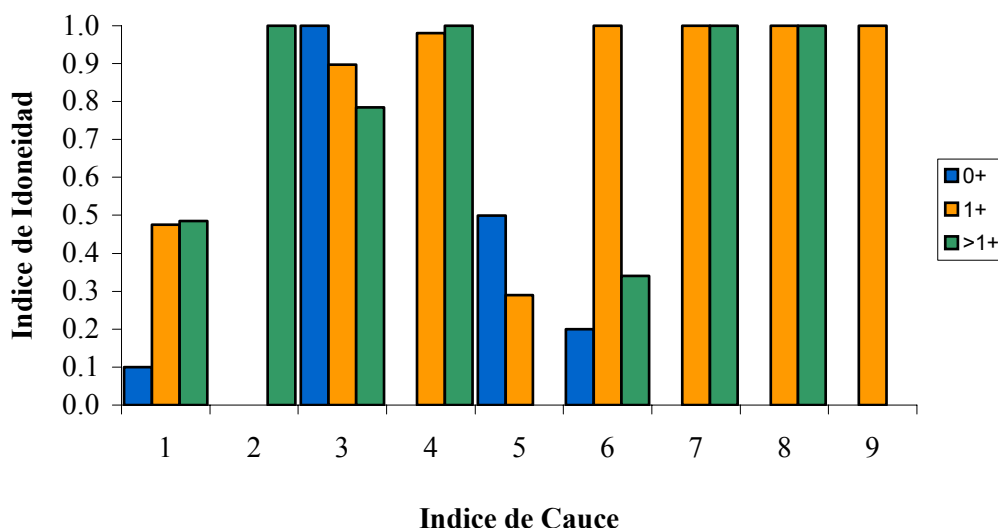
**Figura 2.3.3.28.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Espinal (1250) y Uriz (1260).

Las categorías definidas para el índice de cauce se exponen en la Tabla 2.3.3.8.

**Tabla 2.3.3.8.** Definición de las clases del índice de cauce para los puntos de muestreo de Espinal (1250) y Uriz (1260).

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	4	1-3
2		4-6
3	5	1-2
4		8-9
5		10
6	6	1-2
7		5-6
8		9
9		10

Las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ muestran una marcada preferencia por las zonas de bloques que ofrecen refugio frente a la velocidad de corriente (categoría 3), evitando o mostrando poca preferencia por otro tipo de combinaciones. Las truchas 1+ prefieren zonas de bloques o roca madre con refugio (categorías 3, 4, 6, 7 y 8), aunque también seleccionan zonas sin refugio sobre roca madre (categoría 9). Por su parte, las de mayor edad eligen zonas con refugio por aislamiento visual (categorías 2 y 7) o combinado (categorías 4 y 8), ya sea sobre piedras, bloques o roca madre. Evitan totalmente zonas sin refugio (categorías 5 y 9) (Figura 2.3.3.29).

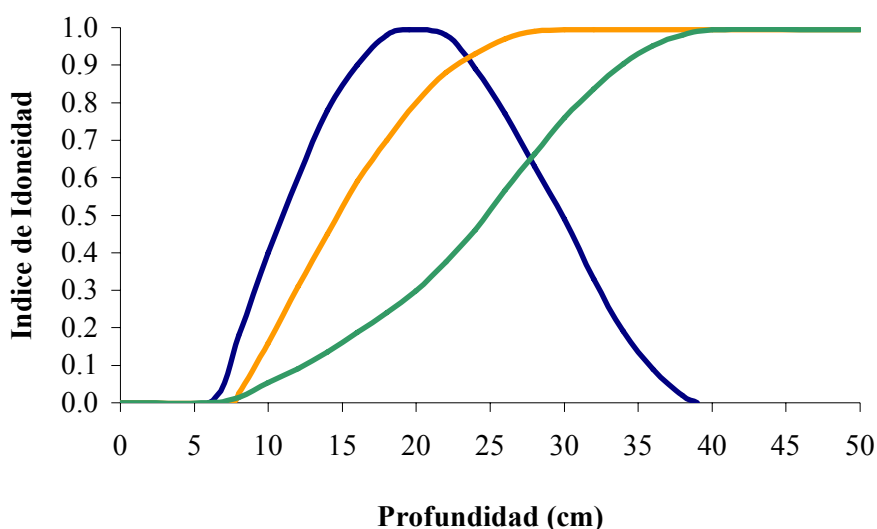


**Figura 2.3.3.29.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Espinal (1250) y Uriz (1260) del río Urrobi.

### Cuenca del río Erro

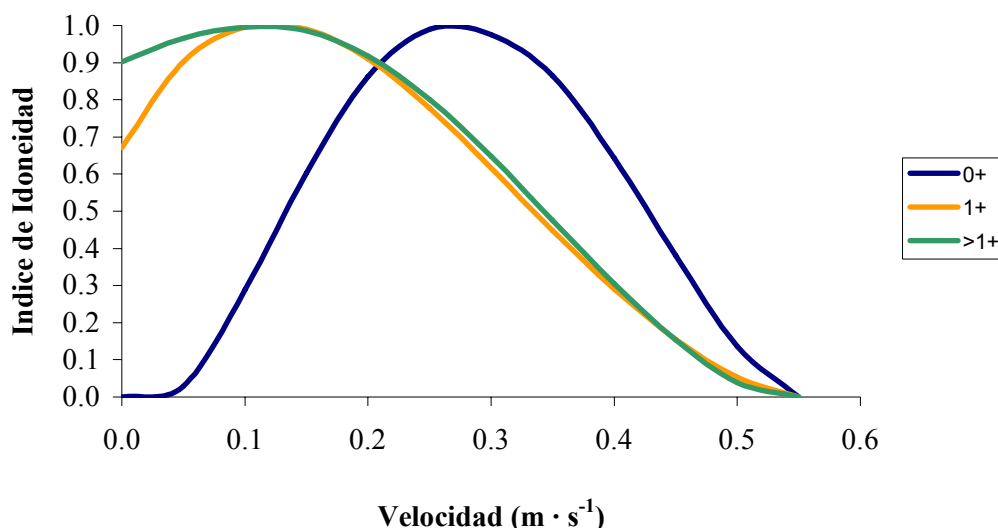
Debido a las diferencias significativas entre las localidades de estudio en cuanto a la distribución de las variables profundidad, sustrato y refugio se elaboraron dos grupos de Curvas de Preferencia, uno para el río Erro y otro para el río Sorogain. Dentro del río Erro, debido a las diferencias existentes en la disponibilidad de la variable profundidad, se elaboraron distintas Curvas de Preferencia para dicha variable en las dos localidades. Se exponen en primer lugar las elaboradas para localidad de Sorogain.

En la Figura 2.3.3.30 se aprecia que a medida que las truchas aumentan en edad y tamaño prefieren zonas más profundas. Sin embargo, alcanzan valores del Índice de Idoneidad óptimos a profundidades menores que en otros ríos de cauce más profundo, especialmente los juveniles y adultos. En este caso la disponibilidad de hábitat condiciona el uso por parte de las truchas. Así, la clase 0+ utiliza un rango de profundidades entre 6 y 39 cm, con unos valores óptimos comprendidos entre 12 y 28 cm, con el máximo valor del Índice de Idoneidad a 19.5 cm. Las truchas pertenecientes a la clase de edad 1+ seleccionan profundidades superiores a 16 cm, con una máxima preferencia por zonas mayores a 32 cm. Las truchas de clases de edad superiores a 1+ prefieren zonas de mayor profundidad, seleccionando áreas con valores superiores a 27 cm y exhibiendo una mayor preferencia por zonas de profundidad superior a 40 cm.



**Figura 2.3.3.30.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Sorogain (1310).

En cuanto a la velocidad de corriente, las curvas de preferencia para las truchas 1+ y mayores son prácticamente iguales, diferenciándose en que la clase 1+ muestra una preferencia menor por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . En ambos casos el rango óptimo se localiza entre 0 y  $0.3 \text{ m s}^{-1}$  y el máximo absoluto a la velocidad de  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas 0+ prefieren velocidades de corriente mayores, exhibiendo el máximo valor de preferencia a la velocidad de  $0.25 \text{ m s}^{-1}$  y el rango óptimo oscila entre  $0.15$  y  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , no utilizando velocidades de corriente superiores a  $0.55 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.31).



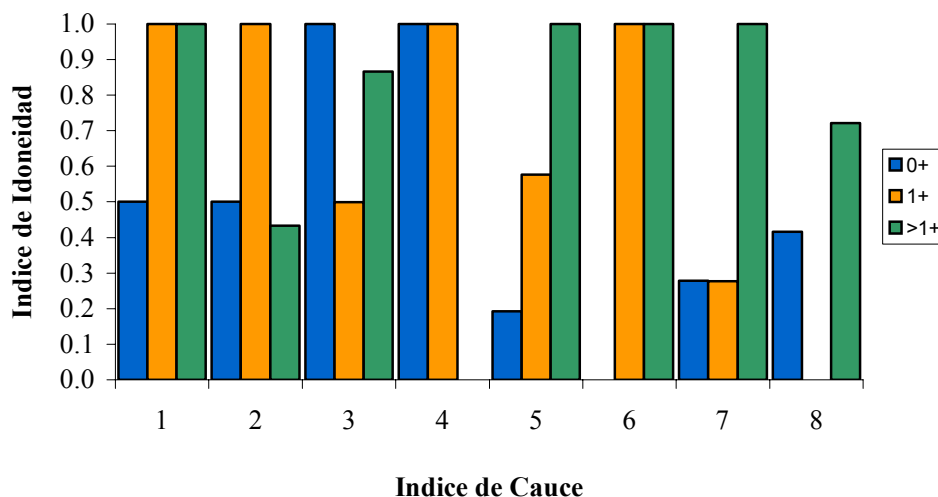
**Figura 2.3.3.31.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Sorogain (1310).

En la Tabla 2.3.3.9 se definen las clases del índice de cauce del río Sorogain. El resto de combinaciones no aparecen representadas o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.9.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Sorogain (1310) de la cuenca del Sorogain.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	4	1-2
2	5	1-2
3		6
5		9
6	6	1-2
7		4-6
8		8-9

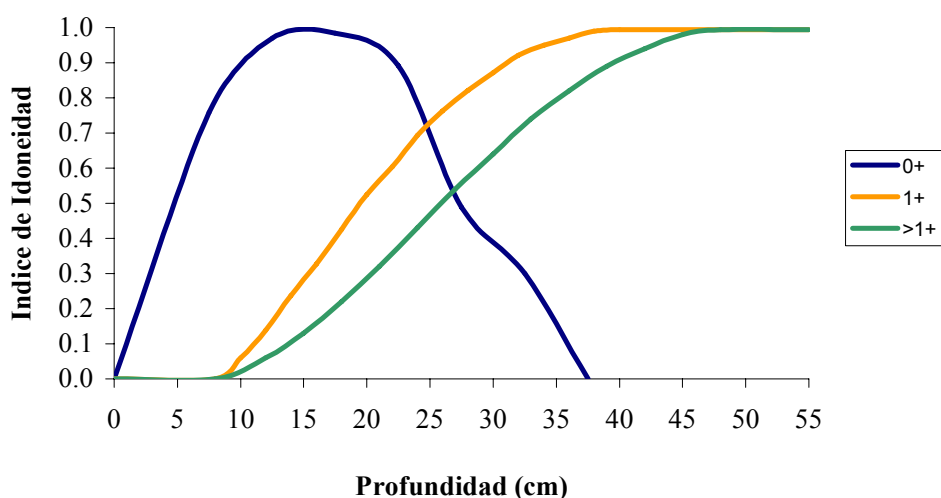
Todas las clases de edad prefieren zonas de sustrato grueso, bloques y roca madre, apareciendo sobre piedras únicamente si este sustrato está ligado a la presencia de refugio frente a la velocidad de corriente. La clase de edad 0+ prefiere áreas con predominio de piedras o bloques, evitando las zonas de roca madre, que son las que prefieren las truchas de clases de edad superiores a 1+. Tienen el máximo valor de preferencia por zonas de bloques, tanto con refugio combinado como sin refugio (categorías 3 y 4, respectivamente). Las truchas de clase de edad 1+ prefieren también zonas con sustrato de piedras o bloques, apareciendo sobre roca madre cuando existe refugio por aislamiento visual. En general, más que tener una preferencia clara, ocupan las superficies que no ocupan las truchas de mayor edad. Por el contrario, las truchas mayores a 1+ prefieren zonas de roca madre y sólo muestran preferencia por las zonas de bloques cuando existe refugio combinado o de piedras cuando existe refugio frente a la velocidad de corriente (Figura 2.3.3.32).



**Figura 2.3.3.32.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain.

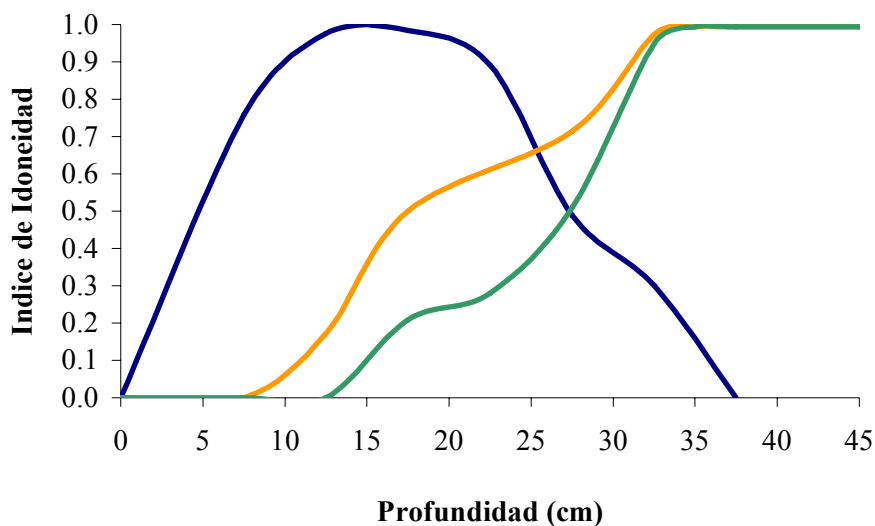
A continuación se exponen las Curvas de Preferencia elaboradas para el río Erro. Para la variable profundidad se construyeron curvas específicas de cada localidad estudiada.

En la localidad del río Erro de Erro, las truchas de menor edad (0+) pueden utilizar un amplio rango de profundidades debido a la existencia de zonas en el cauce de mayor profundidad, que son utilizadas por las truchas 1+ y por las de mayor edad. Así, aparecen desde profundidades muy bajas hasta valores de profundidad de 37.5 cm. Sin embargo, el rango óptimo comprende profundidades entre 6 y 26 cm, con el máximo valor de idoneidad a 17.5 cm. En cuanto a las truchas de clase de edad 1+, el máximo valor del Índice de Idoneidad se alcanza a 40 cm de profundidad, seleccionando zonas de profundidades superiores a 22 cm. Por su parte, las truchas de clases de edad superiores a 1+ utilizan zonas con profundidades superiores a 28 cm, pero mostrando la mayor preferencia por zonas con valores superiores a 48 cm (Figura 2.3.3.33).



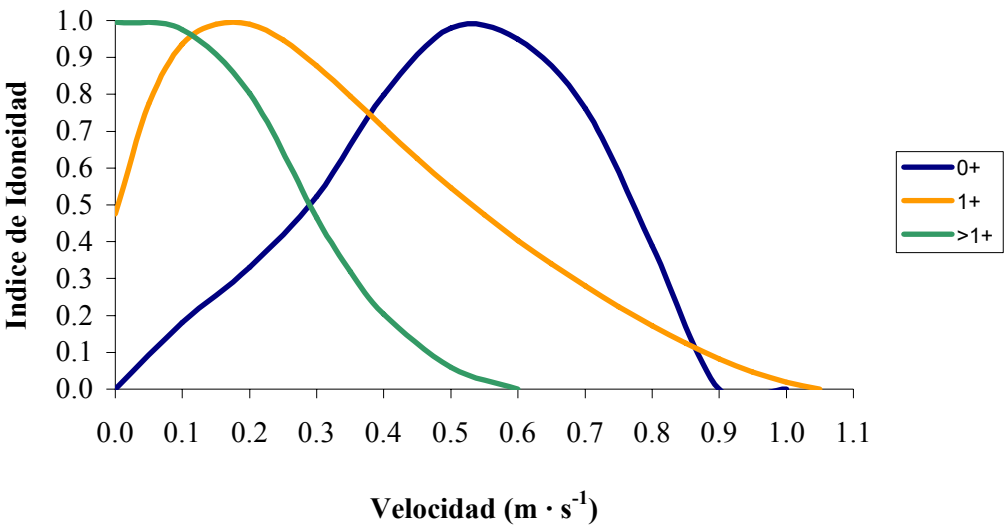
**Figura 2.3.3.33.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Erro (1330).

En la localidad de Zunzarren (1340), las truchas de edad 0+ utilizan un amplio rango de profundidades, apareciendo desde profundidades muy bajas hasta valores de profundidad de 37.5 cm. El rango óptimo oscila entre 6 y 26 cm, con el máximo valor de idoneidad a 17.5 cm. En cuanto a las truchas 1+, aparecen a partir de valores de profundidad de 7.5 cm, comenzando el rango óptimo en 19 cm de profundidad y tomando el máximo valor de idoneidad a la profundidad de 35 cm. Las de edad superior a 1+ tienen también su mayor preferencia a 35 cm, pero por debajo de esta profundidad toman valores de preferencia inferiores a los de las truchas 1+, de manera que el rango óptimo comienza a 29 cm y evitan zonas de profundidad inferior a 12.5 cm. En general, tanto las truchas de clase de edad 1+ como las de mayor edad utilizan profundidades inferiores que en la localidad de Erro, debido a la menor proporción de zonas profundas en la localidad de Zunzarren (Figura 2.3.3.34).



**Figura 2.3.3.34.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Zunzarren (1340).

En relación a la velocidad de corriente, se observa que a medida que aumentan en edad las truchas utilizan velocidades menores. Así, las truchas de mayor edad muestran la máxima preferencia por velocidades entre 0 y  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , utilizando preferentemente zonas con velocidades inferiores a  $0.27 \text{ m s}^{-1}$ , y evitando las superiores a  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ . Las de clase de edad 1+ prefieren zonas de velocidades comprendidas entre  $0.025$  y  $0.45 \text{ m s}^{-1}$ , con la velocidad óptima a  $0.2 \text{ m s}^{-1}$ , evitando altas velocidades de corriente. El rango de velocidades que utilizan es mayor que en el caso de las de edad superior. El Índice de Idoneidad alcanza el valor cero a la velocidad de  $1.05 \text{ m s}^{-1}$ . En el otro extremo, las truchas de la clase 0+ evitan las zonas con velocidad de corriente inferior a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , seleccionando velocidades entre  $0.33$  y  $0.75 \text{ m s}^{-1}$ , con el máximo valor de preferencia a la velocidad de  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ , velocidades mucho más elevadas que las seleccionadas por las truchas de mayor edad (Figura 2.3.3.35).



**Figura 2.3.3.35.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Erro (1330) y Zunzarren (1340).

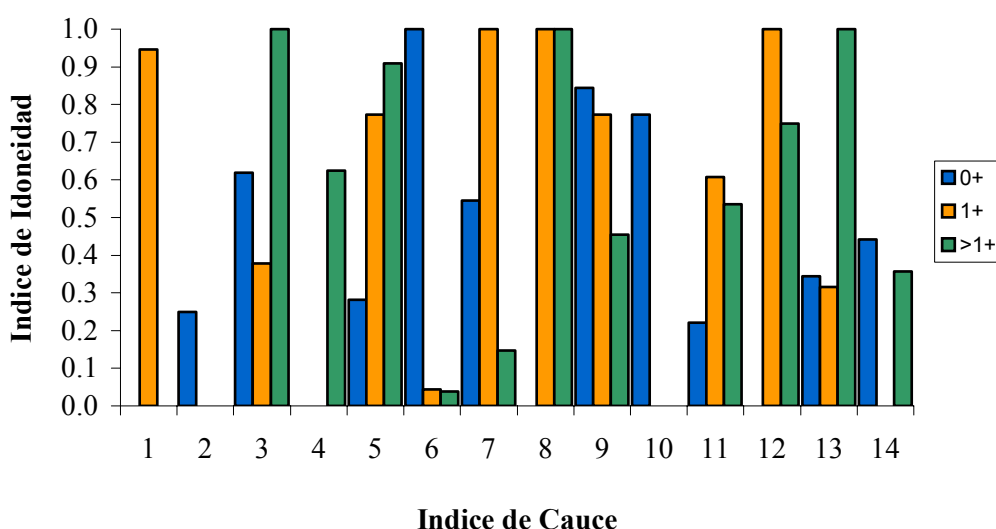
En la Tabla 2.3.3.10 aparecen definidas las diferentes clases del índice de cauce. El resto de combinaciones no se presentan en el tramo estudiado o no son utilizadas por las truchas. Las clases del índice de cauce 2, 6, 10 y 14 son utilizadas por las truchas cuando el porcentaje de sombreado es superior al 75%, en caso contrario, el Índice de Idoneidad toma el valor de cero. Las categorías del índice de cauce son diferentes a las presentes en el río Sorogain debido a las marcadas diferencias encontradas en el hábitat fluvial entre ambos ríos. En general, existe una mayor variedad de combinaciones en el río Erro, además de una importante proporción de zonas de gravas en el cauce.

**Tabla 2.3.3.10.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Erro (1330) y Zunzarren (1340) de la cuenca del Erro.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	9
2		10
3	4	1-2
4		4-5
5		8-9
6		10
7	5	1-2
8		5-6
9		8-9
10		10
11	6	1-2
12		5
13		8
14		10



Las truchas de clase de edad 0+ prefieren zonas de sustrato de piedras y bloques, exhibiendo una máxima preferencia por las zonas de sustrato de piedras sin refugio (categoría 6), evitando áreas de roca madre. Esta clase de edad utiliza con cierta frecuencia zonas sin refugio, hecho que parece debido a que las escasas zonas con refugio dentro del cauce son utilizadas por las truchas de mayor edad. En cuanto a la clase 1+, seleccionan las zonas del cauce con predominio de bloques siempre que ofrezcan refugio (categorías 7, 8 y 9). En el resto de sustratos sólo aparecen si encuentran refugio combinado (categorías 1 y 5), salvo sobre roca madre, donde son desplazadas por las truchas de mayor edad, y en las que eligen zonas con refugio frente a la velocidad y por aislamiento visual (categorías 11 y 12, respectivamente). Al igual que las truchas mayores de 1+, evitan zonas sin refugio. Las truchas de mayor edad muestran mayor preferencia por sustratos de roca madre o de piedras, siempre y cuando exista refugio. Utilizan zonas de sustrato de bloques cuando aparecen ligados a las cornisas existentes en la orilla del cauce (clase 8) (Figura 2.3.3.36).



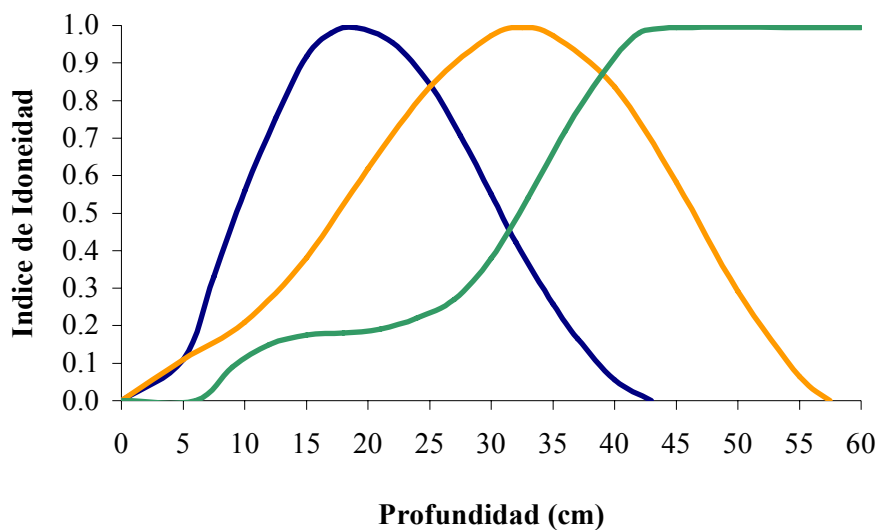
**Figura 2.3.3.36.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Erro (1330) y Zunzarren (1340) del río Erro.

### Cuenca del río Arga

La disponibilidad de las variables físicas fue significativamente distinta entre las localidades analizadas, por lo que se elaboraron Curvas de Preferencia específicas para cada localidad, salvo para la variable profundidad, para la cual se realizaron Curvas de Preferencia comunes para las localidades de Quinto Real (1420) e Idoi (1460).

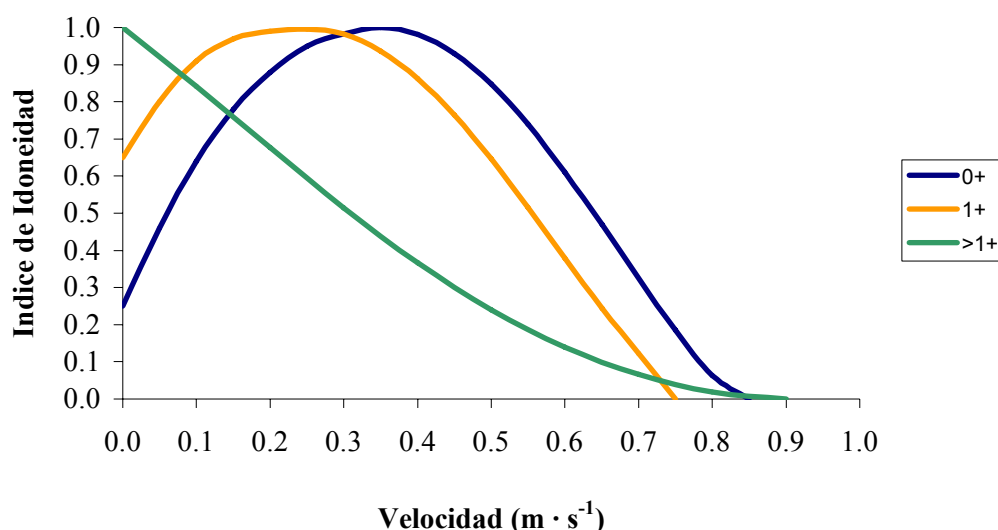
En las Figuras 2.3.3.37 a 2.3.3.39 se presentan las curvas elaboradas para la localidad de Quinto Real (1420).

De nuevo se puede apreciar el patrón general de selección de la profundidad, en el que medida que las truchas aumentan en edad prefieren zonas más profundas (Figura 2.3.3.37). Las truchas de clase 0+ prefieren profundidades entre 11 y 29 cm, con el máximo valor del Índice de Idoneidad a 19 cm. Las truchas pertenecientes a la clase de edad 1+ seleccionan profundidades entre 20 y 40 cm, mostrando la máxima preferencia a 32 cm de profundidad. En general, seleccionan las zonas del cauce donde no aparecen las truchas de mayor edad y tamaño. Las truchas de clases de edad superiores de 1+ exhiben poca preferencia por profundidades inferiores a 30 cm, alcanzando el máximo valor de idoneidad a partir de 42 cm de profundidad.



**Figura 2.3.3.37.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.

En cuanto a la velocidad del agua, se observa que a medida que las truchas aumentan su edad prefieren velocidades de corriente menores. Así, el Índice de Idoneidad para las truchas pertenecientes a las clases de edad superiores a 1+ alcanzan los valores máximos con velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , seleccionando preferentemente velocidades inferiores a  $0.25 \text{ m s}^{-1}$  y evitando las superiores a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ . Para la clase de edad 1+ el Índice de Idoneidad presenta valores de 0.65 para velocidades de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , alcanzando el máximo valor a velocidades de  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ , disminuyendo de manera paulatina hasta alcanzar el valor de cero a la velocidad de  $0.75 \text{ m s}^{-1}$ . En el caso de las truchas de clase de edad 0+, el Índice de Idoneidad presenta valores inferiores a 0.3 para  $0 \text{ m s}^{-1}$  de velocidad, estando su rango óptimo entre  $0.1$  y  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ . El máximo valor se alcanza a la velocidad de  $0.35 \text{ m s}^{-1}$  y adquiere el valor cero a velocidades superiores a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ . Por tanto, se puede concluir que las truchas adultas prefieren zonas de velocidades bajas, las juveniles zonas de velocidades medias-bajas y los alevines velocidades medias (Figura 2.3.3.38).



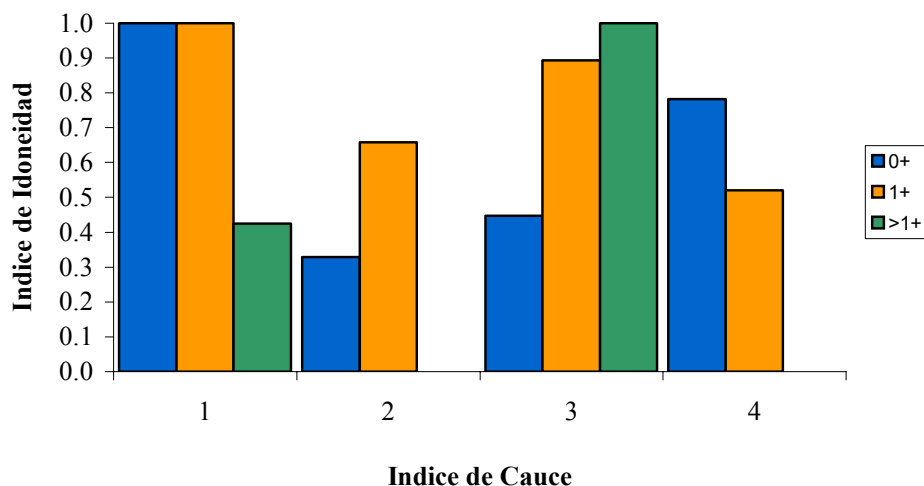
**Figura 2.3.3.38.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.

Las clases definidas para el índice de cauce se indican en la Tabla 2.3.3.11. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo bajo estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.11.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Quinto Real (1420) de la cuenca del Arga.

Índice de Cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	4	1
2		10
3	5	4-5
4		10

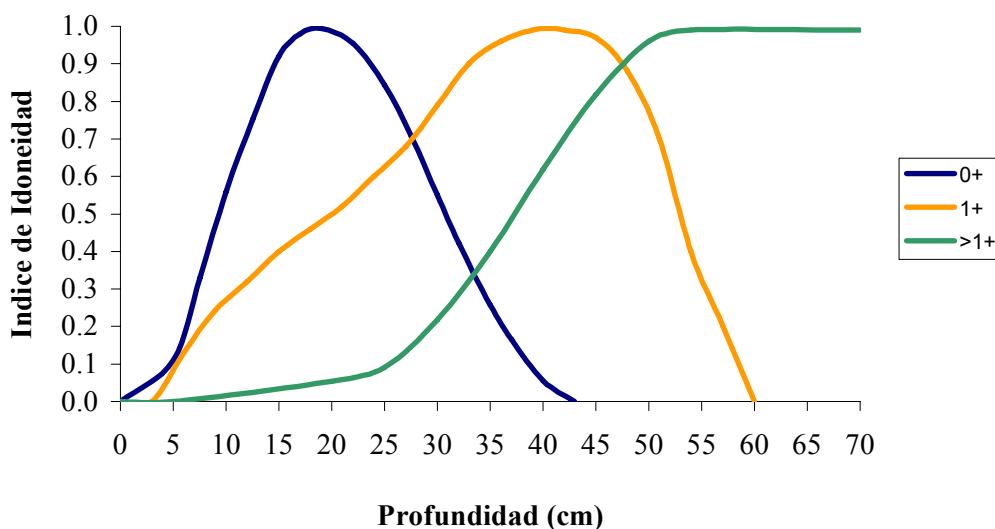
Todas las clases de edad prefieren zonas con sustrato de tamaño medio como piedras o grueso como bloques, no apareciendo en otro tipo de sustrato. Las truchas de clase de edad 0+ tienen el máximo valor de preferencia por la categoría 1, que corresponde a piedras con refugio frente a la velocidad, alcanzando el resto de categorías valores bajos de Índice de idoneidad, salvo la categoría 4 de zonas de bloques sin refugio. Las truchas de clase de edad 1+ seleccionan zonas con refugio, preferentemente áreas de piedras con refugio frente a la velocidad, pero muestran valores de preferencia medios por las zonas sin refugio (categorías 2 y 4). Por último, las truchas de mayor edad muestran una clara preferencia por la categoría 3, correspondiente a zonas de bloques con refugio por aislamiento visual, evitando las zonas sin refugio (Figura 2.3.3.39).



**Figura 2.3.3.39.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.

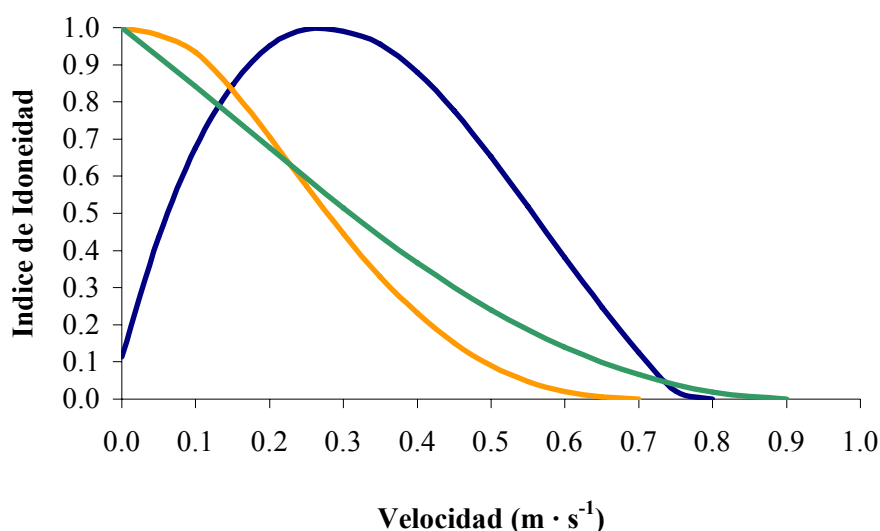
Se presentan seguidamente las curvas elaboradas para la localidad de Urtasun (1440).

Las truchas de clase de edad 0+ seleccionan áreas con profundidades comprendidas entre 11 y 29 cm, con máxima preferencia por profundidades de 19 cm y evitando las zonas de más de 42 cm. Por su parte, las truchas de edad 1+ muestran mayor preferencia por profundidades entre 24 y 52 cm, con un valor máximo del Índice de Idoneidad a 40 cm de profundidad. Finalmente, las truchas de mayor edad utilizan zonas de profundidad superior a 30 cm, que son seleccionadas de manera positiva por los alevines. Prefieren en general profundidades superiores a 40 cm y muestran una máxima preferencia a partir de profundidades de 54 cm, que son áreas no utilizadas por los juveniles (Figura 2.3.3.40).



**Figura 2.3.3.40.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.

Las clases de edad 1+ y mayores exhiben preferencias parecidas en esta localidad en lo referente a la velocidad. Así, seleccionan de manera preferente zonas con velocidades inferiores a  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ , mostrando una máxima preferencia por aguas con poco movimiento y evitando velocidades superiores a  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ . Por el contrario, las truchas de la clase de edad 0+ muestran muy poca preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , seleccionando velocidades entre  $0.1$  y  $0.5 \text{ m s}^{-1}$ , y evitando áreas de velocidad superior a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ , con el máximo Índice de Idoneidad en  $0.25 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.41).



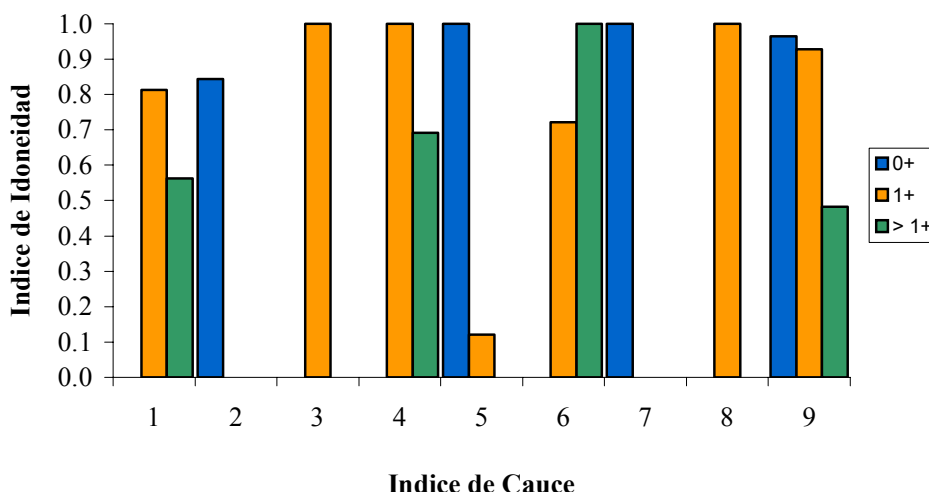
**Figura 2.3.3.41.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.

Las clases definidas para el índice de cauce se indican en la Tabla 2.3.3.12. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo bajo estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.12.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Urtasun (1440) de la cuenca del Arga.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	4-5
2		10
3	4	1
4		9
5		10
6	5	9
7		10
8	6	1-3
9		8-9

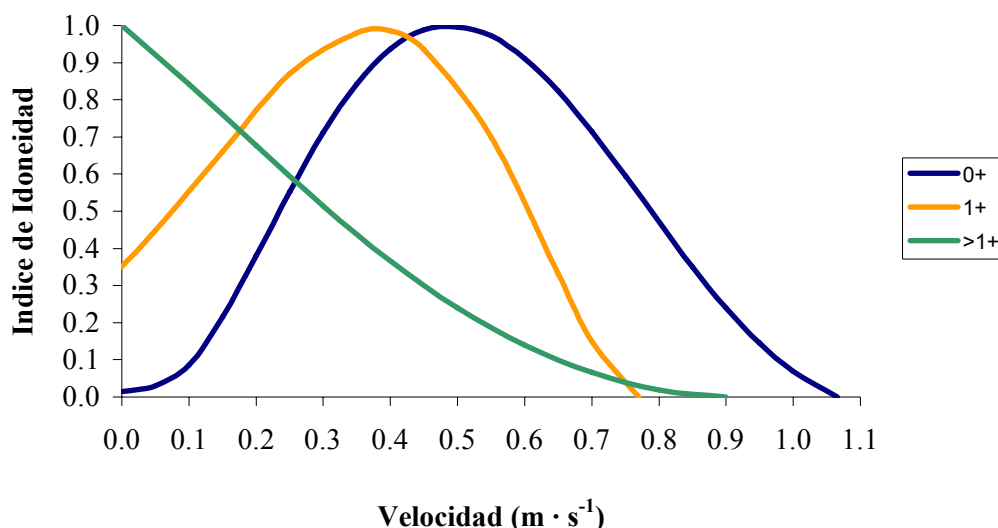
Las truchas de clase de edad 0+ eligen zonas sin refugio (categorías 2, 5 y 7), con independencia del sustrato presente. Sobre roca madre aparecen en zonas con refugio combinado (categoría 9). Evitan el resto de zonas presentes en el cauce. Por el contrario, las truchas de mayor edad evitan las zonas sin refugio. Así, las de edad 1+ aparecen en cualquier área con refugio, con independencia del tipo de refugio o de sustrato presente. Sin embargo, las truchas de mayor edad sólo aparecen en zonas con refugio por aislamiento visual o combinado, mostrando la máxima preferencia por las zonas de bloques con refugio combinado (categoría 6) (Figura 2.3.3.42).



**Figura 2.3.3.42.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.

A continuación se presentan las curvas elaboradas para la localidad de Idoi (1460). Las curvas de preferencia para la profundidad son las mismas que las expuestas para la localidad de Quinto Real (Figura 2.3.3.37).

En relación a la velocidad de corriente, las truchas prefieren velocidades menores a medida que aumentan en edad. De hecho, las de clases de edad superiores a 1+ muestran la máxima preferencia por zonas con velocidad de  $0 \text{ m s}^{-1}$ , seleccionando en general áreas con velocidades inferiores a  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ . La clase de edad 1+ se encuentra de forma óptima en zonas con velocidades entre  $0.15$  y  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ , con el óptimo absoluto a la velocidad de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , evitando además las partes del cauce con velocidades superiores a  $0.8 \text{ m s}^{-1}$ . Por su parte, la clase de edad 0+ evita velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$  y superiores a  $1 \text{ m s}^{-1}$ , prefiriendo las comprendidas entre  $0.25$  y  $0.75 \text{ m s}^{-1}$ , con el valor máximo del Índice de Idoneidad a  $0.5 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.43).



**Figura 2.3.3.43.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Idoi (1460) del río Arga.

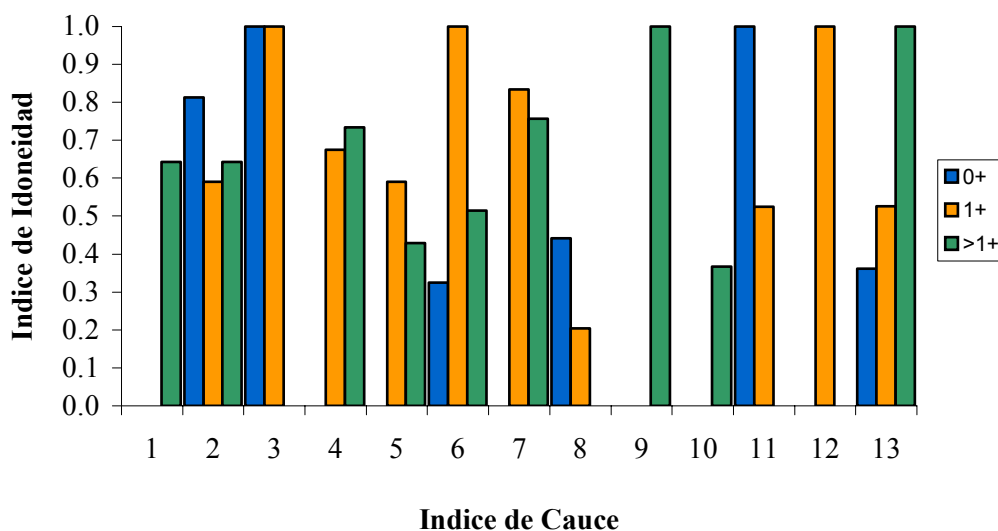
Las clases definidas para el índice de cauce se indican en la Tabla 2.3.3.13. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo en estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.13.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Idoi (1460) de la cuenca del Arga.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	1-2
2		4-5
3	4	1
4		2-3
5		4
6		5-6
7		9
8		10
9	5	5-6
10		9
11		10
12	6	1-3
13		8-9

Las truchas de clase de edad 0+ parecen evitar las zonas de roca madre (categorías 12 y 13), prefiriendo las zonas de grava cuando van ligadas a refugio por aislamiento visual (categoría 2), de piedras con refugio frente a la velocidad de corriente (categoría 3), así como las zonas de bloques sin refugio aparente (categoría 11). La clase de edad 1+ muestra gran preferencia por zonas de piedras con refugio (categorías de 3 a 6), aunque también selecciona zonas de roca madre ligadas a refugio frente la velocidad de corriente (categoría 12), evitando las partes del cauce con dominio de bloques.

Las truchas de clases superiores a 1+ evitan las zonas sin refugio (categorías 8 y 11), exhibiendo los máximos valores del Índice de Idoneidad en las categorías 9 (bloques con refugio por aislamiento visual) y 13 (roca madre con refugio combinado), aunque en general muestran valores elevados de preferencia en zonas donde exista algún tipo de refugio (Figura 2.3.3.44).



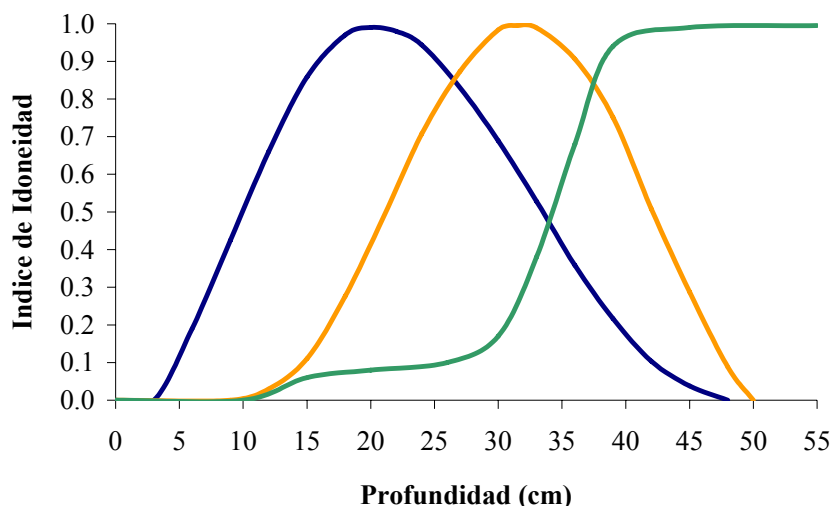
**Figura 2.3.3.44.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Idoi (1460) del río Arga.

### Cuenca del río Ultzama

Debido al escaso número de datos de uso del hábitat recogido durante los muestreos realizados en el río Mediano, no resultó posible elaborar Curvas de Preferencia específicas para dicho río. Los datos se unieron entonces con los de las localidades del río Ultzama para construir unas curvas comunes a ambos ríos. Únicamente se construyeron curvas específicas para la variable profundidad en la localidad de Iraizotz (1620), debido a las diferencias significativas existentes con el resto de localidades en la disponibilidad de hábitat y en su uso por parte de las truchas.

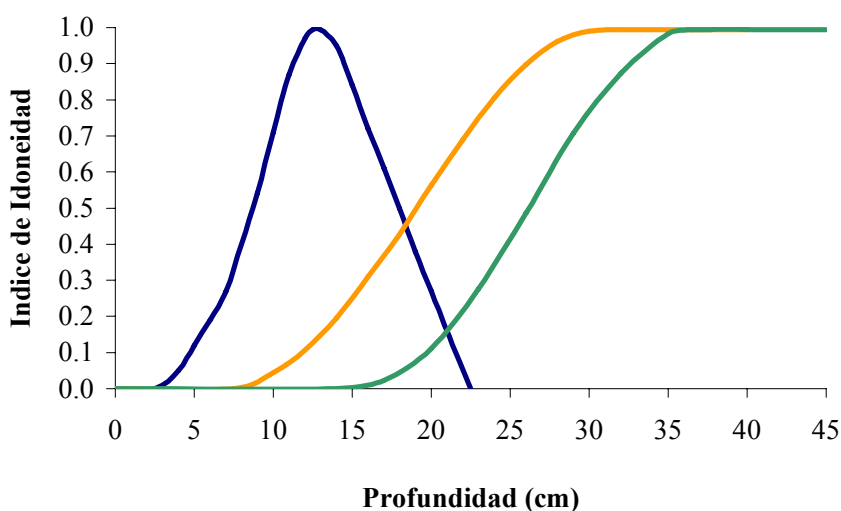
En la Figura 2.3.3.45 se observa cómo a medida que las truchas aumentan en edad, y en consecuencia en tamaño, aumentan su preferencia por zonas más profundas. De este modo, las truchas de edades superiores a 1+ seleccionan zonas con profundidad superior a 35 cm, con la máxima preferencia a partir de 50 cm. Sin embargo, las truchas de edad 1+ prefieren áreas con profundidades comprendidas entre 22 y 40 cm, con una preferencia máxima por valores cercanos a 31 cm. Además evitan zonas con profundidad inferior a 12 cm y superior a 50 cm. Por último, las truchas 0+ utilizan un amplio rango de profundidades, desde 3 hasta 48 cm, aunque sus valores óptimos se encuentran comprendidos entre 13 y 31 cm, con una máxima preferencia por profundidades de 20 cm.





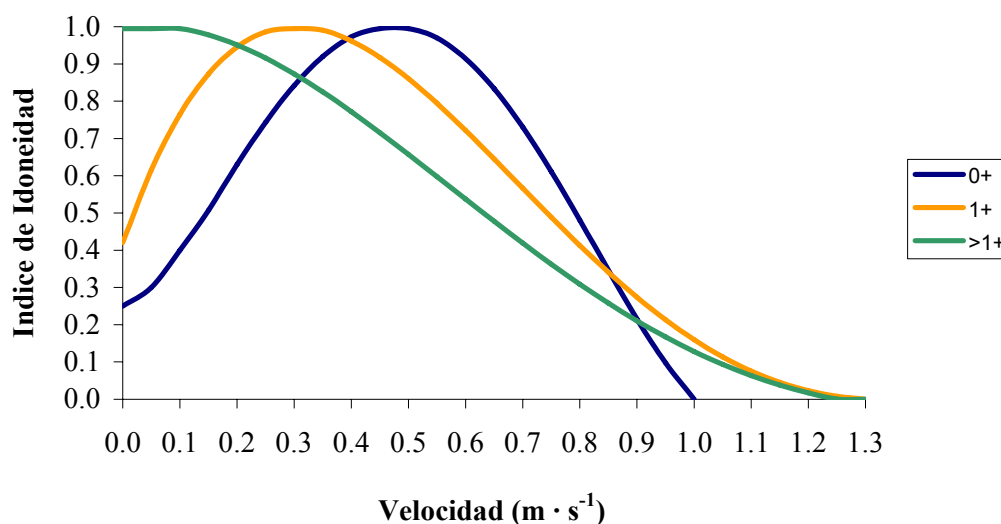
**Figura 2.3.3.45.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Latasa (1625) y Olave (1630) del río Ultzama, así como la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano.

Las curvas de preferencia para la profundidad en la localidad de Iraizotz aparecen desplazadas hacia profundidades menores que en el caso del resto de localidades y el intervalo de profundidades utilizadas es menor, debido a la diferencia en cuanto a la disponibilidad. De esta forma, las truchas 0+ tienen su máxima preferencia a 13 cm, con un intervalo óptimo entre 9 y 17 cm, evitando áreas de más de 23 cm de profundidad, debido a que son las zonas ocupadas por las truchas juveniles y adultas. Las truchas 1+ seleccionan zonas con profundidades superiores a 21 cm, mostrando la máxima preferencia por zonas de profundidad superior a 30 cm. La curva para las truchas mayores de 1+ es similar en cuanto a la forma a la elaborada en el resto de localidades. En general, las truchas de mayor tamaño evitan profundidades inferiores a 15 cm, encontrándose de modo preferente en profundidades superiores a 27 cm, aunque exhiben la máxima preferencia a partir de 36 cm (Figura 2.3.3.46).



**Figura 2.3.3.46.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Iraizotz (1620) del río Ultzama.

Con relación a la velocidad de corriente, se puede observar (Figura 2.3.3.47) que a medida que las truchas aumentan en edad prefieren velocidades de corriente menores. Así, las truchas de clase de edad 0+ seleccionan áreas con velocidad de corriente entre 0.2 y 0.75 m s<sup>-1</sup>, con un máximo valor del Índice de Idoneidad a 0.45 m s<sup>-1</sup>, mostrando poca preferencia por velocidades de corriente bajas. Las truchas de edad 1+ utilizan un amplio rango de velocidades, manteniendo valores altos del índice a elevadas velocidades. Seleccionan de forma preferente zonas con velocidades entre 0.05 y 0.67 m s<sup>-1</sup>, rango bastante amplio, con el máximo situado en 0.3 m s<sup>-1</sup>. En el caso de las truchas de mayor edad, las zonas más idóneas son las que tienen velocidades menores de 0.15 m s<sup>-1</sup>, aunque en general todas las zonas con velocidades inferiores a 0.55 m s<sup>-1</sup> resultan óptimas para estas clases de edad.



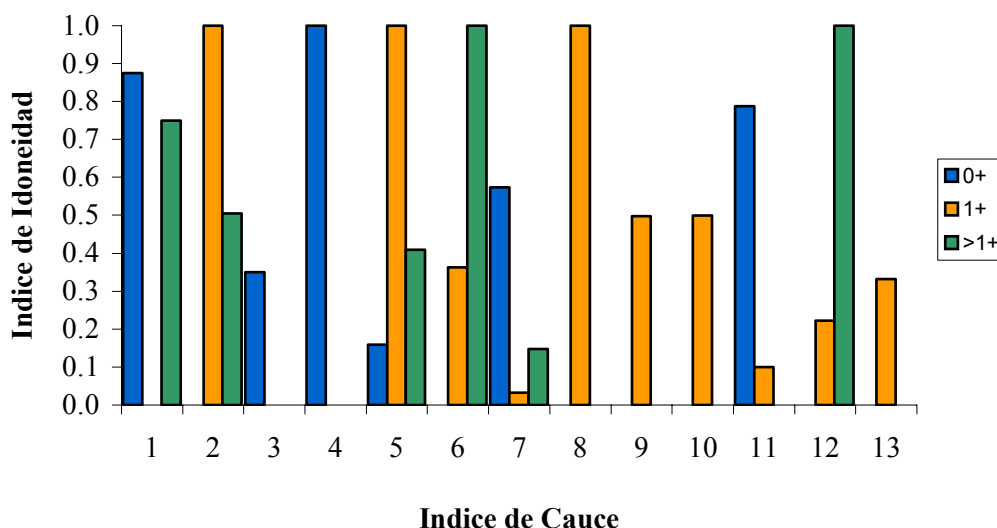
**Figura 2.3.3.47.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630) del río Ultzama, así como la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano.

En la Tabla 2.3.3.14 se proporcionan las clases definidas para el índice de cauce. El resto de combinaciones no aparecen representadas en los tramos o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.14.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630) del río Ultzama y Olagüe (1520) del río Mediano.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	3	4-6
2		8-9
3		10
4	5	1
5		4-6
6		8-9
7		10
8	5	1
9		4-5
10		9
11		10
12	6	9
13		10

En lo relativo al índice de cauce, ninguna clase de edad utiliza sustratos finos. La clase de edad 0+ evita también zonas de roca madre (clases 12 y 13), mostrando una máxima preferencia por zonas de gravas con refugio por aislamiento visual (clase 1) y, en especial, por zonas de piedras con refugio frente a la velocidad de corriente (clase 4). En las zonas de bloques únicamente aparecen cuando no existe refugio (clase 11), al haber sido desplazadas por las truchas de edad 1+. De hecho, estas últimas muestran una mayor preferencia por las zonas de bloques con refugio, especialmente si se trata de refugio frente a la velocidad (clase 8). Al igual que las truchas 0+, evitan zonas de roca madre y otro tipo de zonas que no sean áreas de grava ligadas a refugio combinado (clase 2) o de piedras con refugio por aislamiento visual (clase 5). Las truchas de mayor edad muestran una máxima preferencia por zonas con refugio combinado, ligado a pozas, sobre piedras (clase 6) o roca madre (clase 12). Evitan zonas de bloques (clases 8 a 11), exista refugio o no, mostrando una preferencia moderada por zonas de gravas (clases 1 y 2). Por último, cabe decir que como es habitual, evitan zonas sin refugio, con independencia del sustrato (Figura 2.3.3.48).

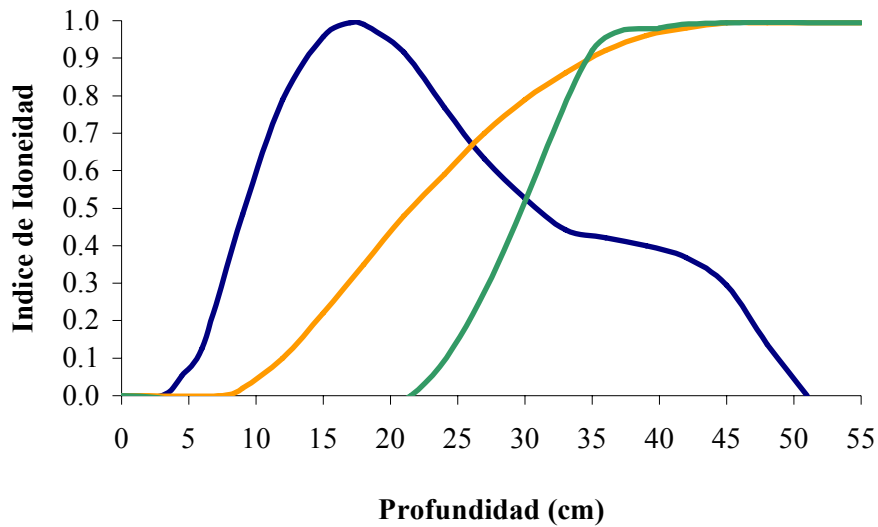


**Figura 2.3.3.48.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630) del río Ultzama, así como la localidad de Olagüe (1520) en el río Mediano.

### Cuenca del río Arakil

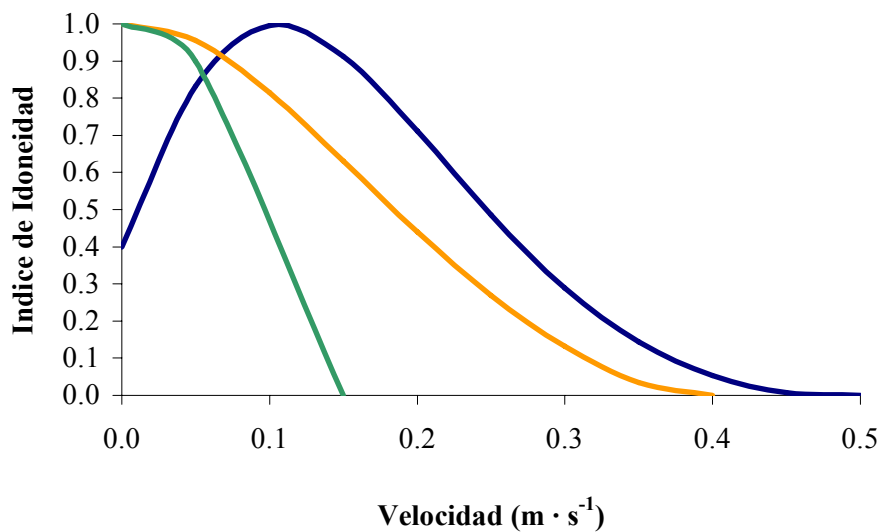
Se han elaborado Curvas de Preferencia específicas para la localidad estudiada en el río Lizarrusti.

En la Figura 2.3.3.49 se observa que las truchas de edad 0+ seleccionan las zonas del cauce por las que muestran poca preferencia las truchas 1+ y no utilizan las adultas, con profundidades comprendidas entre 11 y 28 cm. Exhiben la máxima preferencia por profundidades de 17 cm. A esta profundidad, el Índice de Idoneidad toma valores inferiores a 0.35 para la clase de edad 1+ y de cero para las truchas de mayor edad. Por lo tanto, su hábitat potencial parece bastante diferenciado del hábitat del resto de clases de edad. Las truchas de edad 1+ pueden utilizar zonas de menor profundidad. En cambio, las truchas de mayor edad sólo utilizan zonas de profundidad superior a 22 cm, mientras que el rango óptimo de las de edad 1+ comienza en 24 cm. Las truchas de clases de edad superiores a 1+ seleccionan profundidades mayores a 30 cm, exhibiendo la máxima preferencia por zonas con valores superiores a 45 cm, al igual que las de edad 1+.



**Figura 2.3.3.49.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Lizarragabengoa (1760).

En cuanto a la velocidad de corriente, las truchas de todas las clases de edad prefieren zonas de baja velocidad, pero dentro de éstas las de edad 0+ seleccionan velocidades más elevadas y utilizan un rango de velocidades mayor. Las truchas de edad 0+ exhiben poca preferencia por zonas de velocidades inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ , que son las preferidas por el resto de clases de edad. El intervalo de velocidades óptimas también es mayor en las 0+, estando comprendido entre  $0.05$  y  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ , mientras que el de las truchas 1+ se extiende desde 0 hasta  $0.15 \text{ m s}^{-1}$  y el de las truchas de mayor edad es incluso más estrecho, entre 0 y  $0.075 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.50).



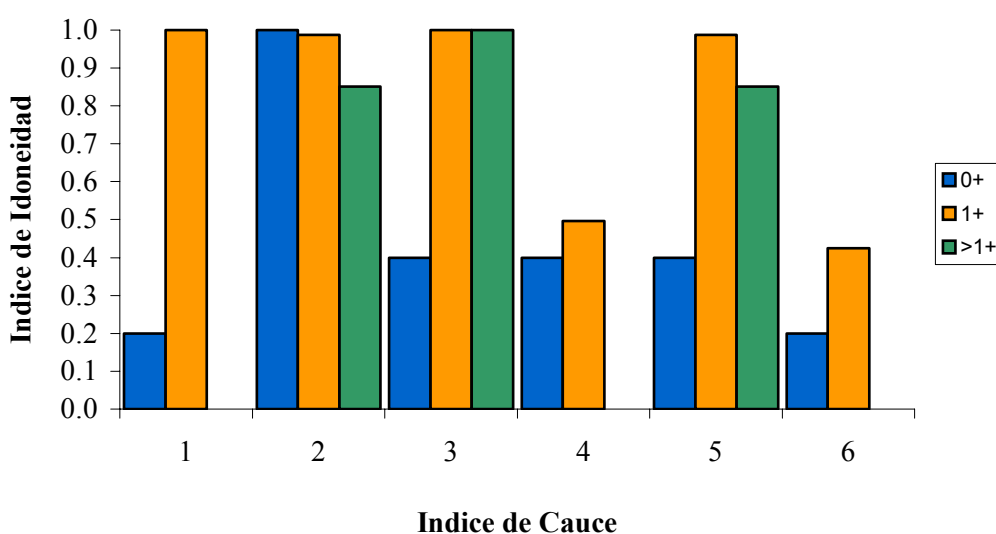
**Figura 2.3.3.50.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Lizarragabengoa (1760).

En la Tabla 2.3.3.15 se proporcionan las clases definidas para el índice de cauce. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo en estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.15.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Lizarragabengoa (1760) del río Lizarrusti.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	4	10
3	5	1-2
4		4-6
5		10
8	6	1
9		10

En el caso del índice de cauce, parece existir una diferencia sustancial en cuanto al comportamiento de las distintas clases de edad. De este modo, las truchas de edad 0+ muestran una clara preferencia por unas zonas determinadas, las de bloques con refugio frente a la velocidad de corriente (clase 2). Las truchas de clases de edad superiores a 1+ no muestran preferencia hacia un tipo de hábitat determinado, sino que eligen cualquier zona del tramo que presente algún tipo de refugio (clases 2, 3 y 5), evitando las zonas sin refugio con independencia del tipo de sustrato. Las truchas de edad 1+ siguen un comportamiento similar a las de mayor edad, con la excepción de que muestran una gran preferencia por las zonas de piedras sin refugio (clase 1), que son zonas que no utiliza ninguna otra clase de edad (Figura 2.3.3.51).

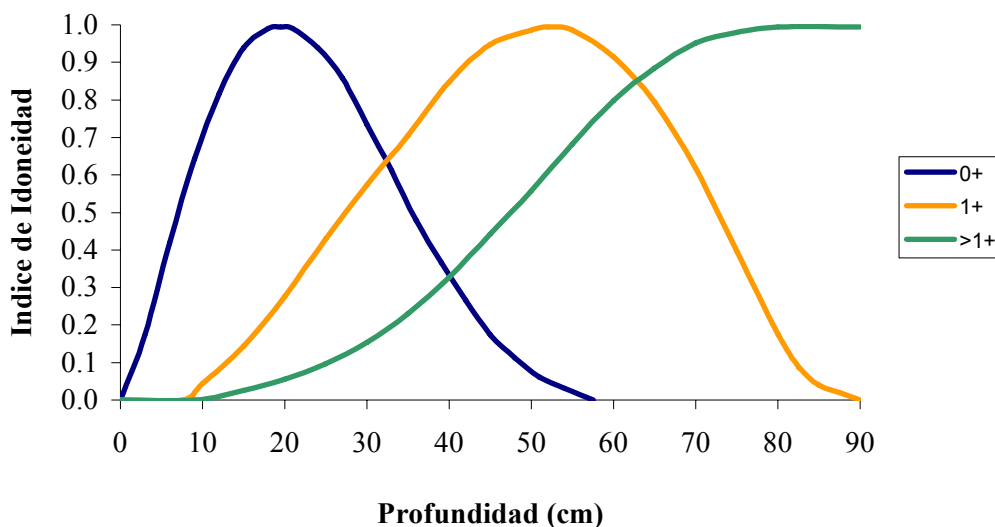


**Figura 2.3.3.51.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Lizarragabengoa (1760) del río Arakil.

### Cuenca del río Larraun

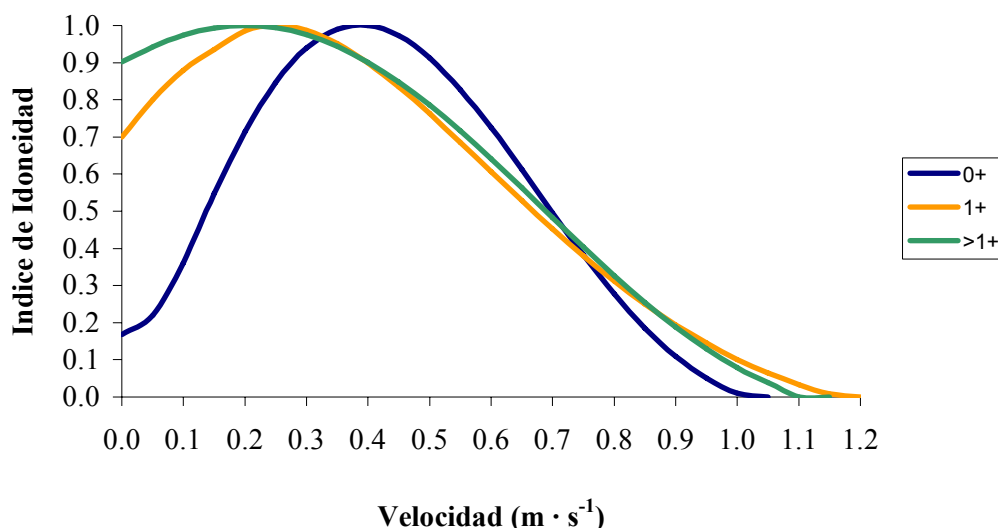
Debido a que no existen diferencias significativas en cuanto a la disponibilidad de hábitat dentro del tramo, ni en lo relativo al uso por parte de las truchas, se elaboraron Curvas de Preferencia válidas para ambas localidades de la cuenca del Larraun. Seguidamente se exponen de forma comparada las preferencias que muestran las distintas clases de edad en relación con cada variable del hábitat.

El amplio rango de profundidades presentes en ambos tramos estudiados ha permitido observar que las truchas de diferentes clases de edad utilizan zonas del cauce muy diferenciadas, prácticamente sin solapamiento entre ellas (Figura 2.3.3.52). De este modo, las truchas de edad 0+ muestran la máxima preferencia por profundidades de 20 cm, que son zonas evitadas por las truchas de edades superiores a 1+, y muy poco seleccionadas por las truchas de la clase de edad 1+. Las truchas de edad 0+ seleccionan zonas con profundidades entre 9 y 33 cm, mientras que las truchas de edad 1+ prefieren zonas con profundidades entre 30 y 70 cm. Para esas profundidades las truchas mayores de 1+ tienen un Índice de Idoneidad inferior a 0.2. Las truchas de edad 1+ muestran su máxima preferencia por profundidades de 52 cm, pero evitan las superiores a 80 cm, zonas en las que las truchas de mayor edad exhiben la máxima preferencia.



**Figura 2.3.3.52.** Curvas de Preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun.

Las curvas de preferencia para la velocidad de las truchas de edad 1+ y mayores de 1+ resultan prácticamente iguales (Figura 2.3.3.53), no mostrando diferencias significativas. Ambas utilizan zonas con velocidad de corriente media y baja, diferenciándose de las de menor edad en presentar valores de preferencia superiores por velocidades inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de edad 0+ seleccionan zonas de velocidad media y alta, evitando las zonas de velocidades inferiores a  $0.15 \text{ m s}^{-1}$ , que son la más utilizadas por el resto de clases de edad. Todas las truchas muestran poca preferencia por velocidades superiores a  $0.65 \text{ m s}^{-1}$ .



**Figura 2.3.3.53.** Curvas de Preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun.

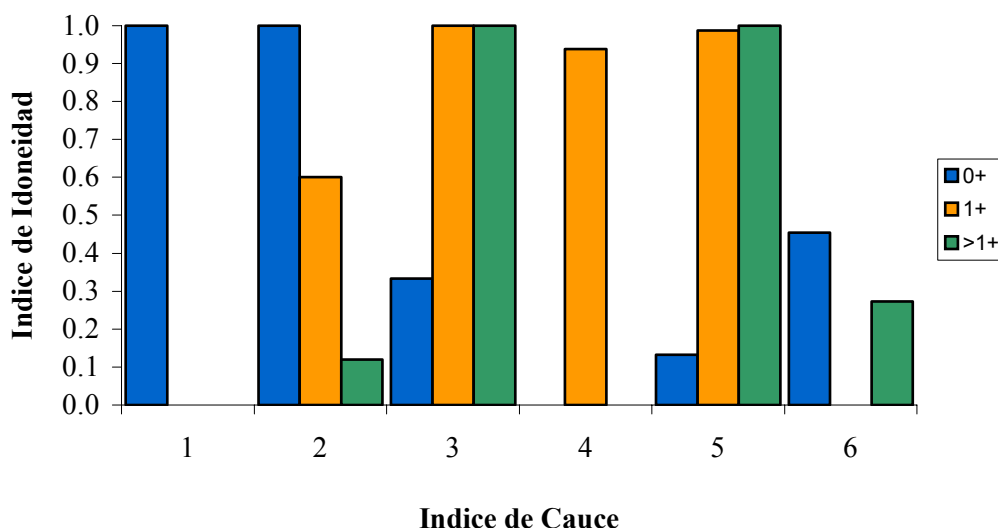
Las clases definidas para el índice de cauce aparecen en la Tabla 2.3.3.16. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo de estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.16.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun.

Índice de cauce	Clase de sustrato	Clase de refugio
1	4	1
2	5	1
3		2-3
4		4-6
5		8-9
6		10

Debido a la elevada proporción de zonas con refugio existentes dentro del río Larraun, todas las clases de edad evitan las zonas sin refugio. En relación con el índice de cauce (Figura 2.3.3.54), las truchas de edad 0+ son las únicas en utilizar las escasas zonas de piedras con refugio frente a la velocidad existentes en los tramos estudiados (clase 1). En las zonas de bloques, eligen los lugares donde éstos ofrecen refugio a las truchas de pequeño tamaño (clase 2). En cambio, muestran muy poca preferencia por el resto de zonas. Las truchas de mayor edad prefieren las zonas del cauce donde los grandes bloques pueden ofrecer refugio a las truchas de mayor tamaño (clase 3) y las zonas con refugio combinado (clase 5), así como las grandes pozas presentes en ambas localidades. Sin embargo, las truchas de edad 1+ seleccionan las áreas de bloques con alta disponibilidad de refugio (clases 3 a 5) evitando zonas expuestas.



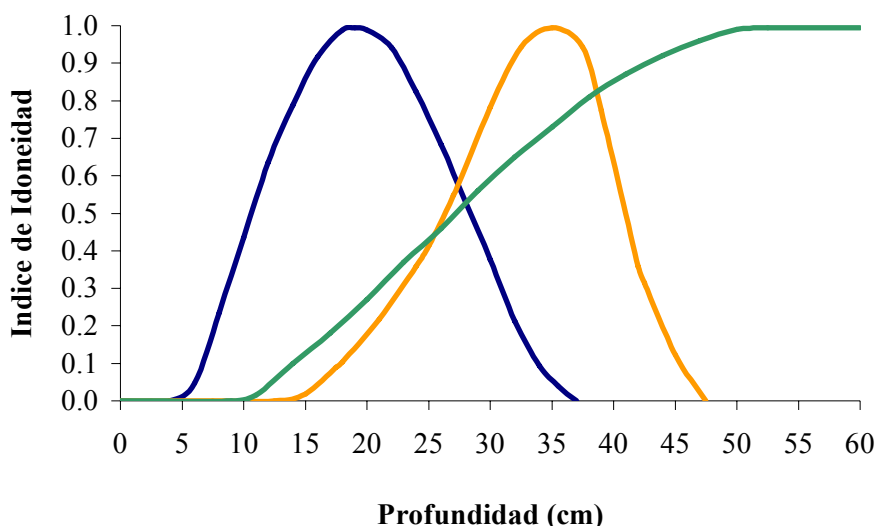


**Figura 2.3.3.54.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun.

### Cuenca del río Basaburua

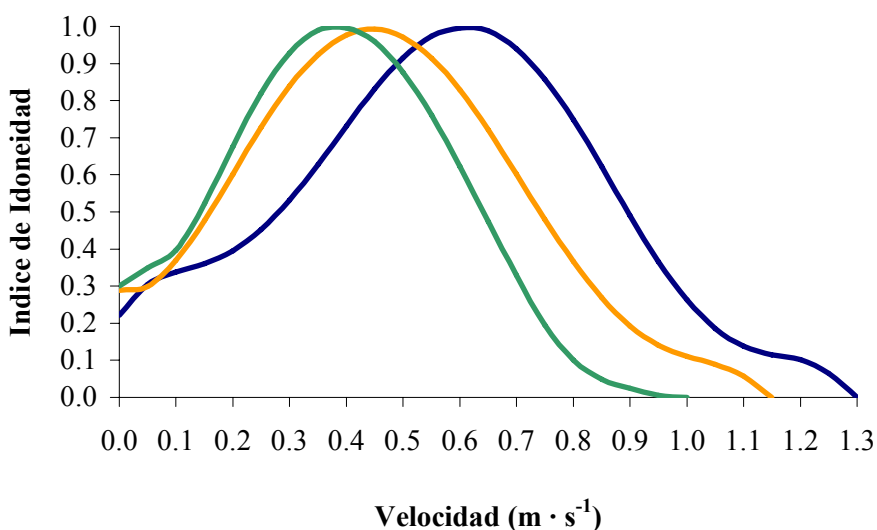
En el río Basaburua, debido a las diferencias significativas en cuanto a la disponibilidad de las variables físicas entre los ríos estudiados, se elaboraron Curvas de Preferencia específicas para cada localidad. A continuación se exponen las curvas elaboradas para la localidad de Udabe.

En la Figura 2.3.3.55 se puede apreciar que las truchas de edad 0+ seleccionan las zonas del cauce por las que muestran poca preferencia las truchas adultas y juveniles, en un rango comprendido entre 13 y 27 cm y exhibiendo la máxima preferencia por valores cercanos a 17 cm. A esta profundidad el Índice de Idoneidad alcanza valores inferiores a 0.2 para el resto de clases de edad. Por otra parte, evitan profundidades superiores a 35 cm, que corresponde a las zonas de máxima preferencia para las truchas 1+ y zonas óptimas para las truchas de mayor edad. Tanto las truchas 1+ como las mayores a 1+ muestran poca preferencia por zonas de profundidad inferior a 25 cm. Sin embargo, las truchas 1+ seleccionan zonas de menor profundidad que no se solapan con las utilizadas por las de mayor edad. Muestran su máxima preferencia por profundidades de 35 cm, pero evitan profundidades superiores a 48 cm, precisamente las profundidades por las que exhiben su máxima preferencia las truchas de mayor edad.



**Figura 2.3.3.55.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Udabe (1930).

En cuanto a la velocidad de corriente, las truchas de edad 1+ y mayores a 1+ muestran preferencias de hábitat muy parecidas (Figura 2.3.3.56). Ambas utilizan zonas con velocidad de corriente media-baja, diferenciándose en que la clase 1+ utiliza un rango de velocidades mayor, siendo el intervalo óptimo de velocidades también más amplio. En ambos casos el máximo valor del Índice de Idoneidad se alcanza a velocidades cercanas a  $0.4 \text{ m s}^{-1}$  y el intervalo óptimo abarca valores comprendidos entre  $0.15$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , rango muy amplio que les permite ocupar una gran proporción de la superficie del cauce. Las truchas 0+ seleccionan zonas de velocidad medio-alta. Muestran su máxima preferencia por velocidades de  $0.6 \text{ m s}^{-1}$  y el intervalo óptimo se solapa en gran medida con el de las otras clases de edad, aunque las truchas 0+ seleccionan velocidades de corriente mayores.



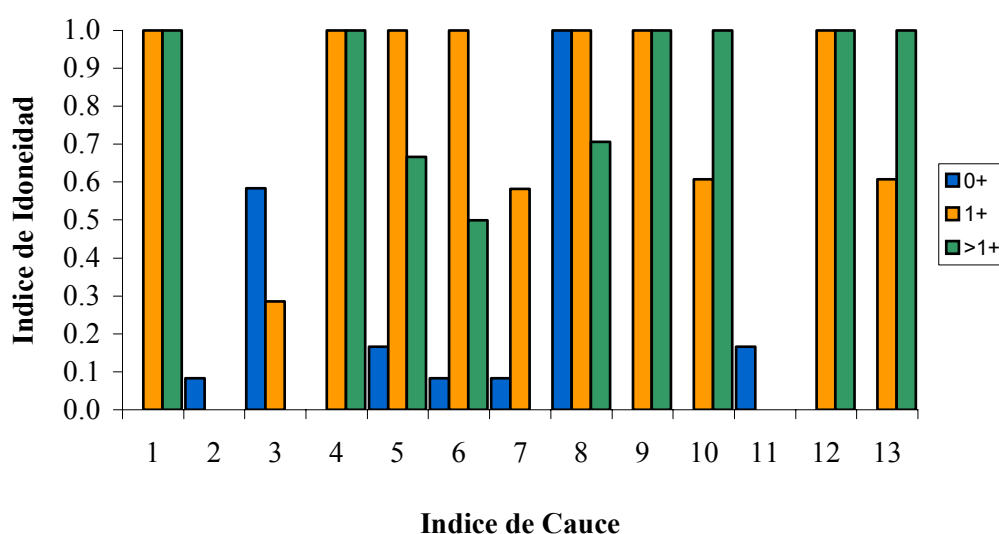
**Figura 2.3.3.56.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Udabe (1930).

Las clases definidas para el índice de cauce aparecen en la Tabla 2.3.3.17. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo en estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.17.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de la localidad de Udabe (1930) del río Basaburua.

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	2	8
2	3	10
3	4	1-2
4		3
5		4-6
6		8-9
7		10
8	5	1-2
9		3
10		5-6
11		10
12	6	3
13		5-6

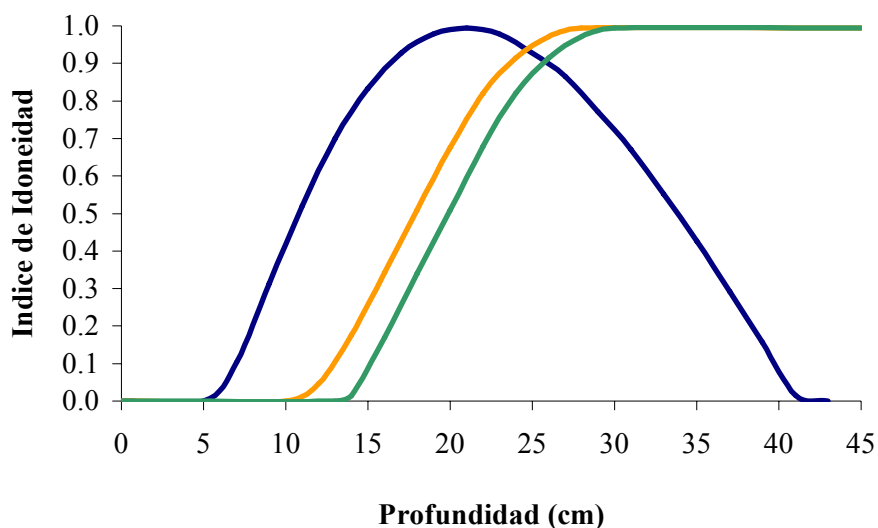
Debido a la importante proporción de zonas con refugio dentro del tramo todas las clases de edad pueden evitar el uso de las zonas sin refugio existentes. Las truchas de edad 0+ seleccionan de manera casi exclusiva las zonas de bloques que pueden ofrecer refugio frente a la velocidad de corriente únicamente a truchas de pequeño tamaño (clase 8). El resto de clases de edad se comporta de manera similar, no mostrando una preferencia particular por alguna categoría concreta, sino que seleccionan cualquier zona del cauce que ofrezca refugio. En ese caso parece que la variable más determinante es la profundidad (Figura 2.3.3.57).



**Figura 2.3.3.57.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Udabe (1930) en el río Basaburua.

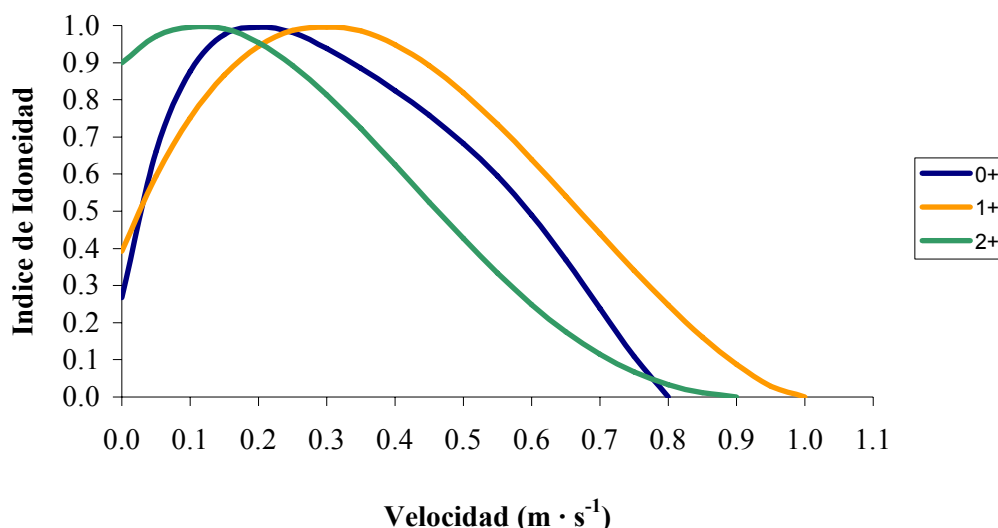
A continuación se exponen las Curvas de Preferencia para la localidad de Orokieta (1940) en el río Orokieta.

En el caso de la profundidad, la escasez de zonas profundas limita el uso por parte de las truchas juveniles y adultas, que seleccionan en este caso zonas de profundidad menor a lo habitual, hecho posible también al tener un tamaño medio menor. Existe un solapamiento de las curvas en el intervalo de profundidades comprendidas entre 17 y 30 cm, debido fundamentalmente a que el 75% de la superficie del tramo presenta estos valores. Las truchas 0+ muestran mayor preferencia por las zonas más someras. Así, seleccionan zonas de profundidades comprendidas entre 12 y 30 cm, con una preferencia máxima por valores cercanos a 21 cm; mientras que las curvas de preferencia de la clase 1+ y superiores son prácticamente iguales, eligiendo zonas con profundidades superiores a 19-21 cm, aunque muestran la mayor preferencia por cualquier zona con una profundidad superior a 28-30 cm (Figura 2.3.3.58).



**Figura 2.3.3.58.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Orokieta (1940).

En cuanto a la velocidad de corriente, todas las clases de edad exhiben comportamientos similares frente a esta variable, utilizando velocidades medias y bajas. Las truchas de mayor edad muestran una mayor preferencia por velocidades muy bajas, inferiores  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , y su intervalo de velocidades óptimas es menor. Las curvas para las clases de edad 0+ y 1+ son prácticamente iguales, mostrando escasa preferencia por velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , que son las seleccionadas preferentemente por las de mayor edad, así como por las excesivamente elevadas. Así, muestran la máxima preferencia por velocidades entre  $0.2\text{-}0.3 \text{ m s}^{-1}$  (Figura 2.3.3.59).



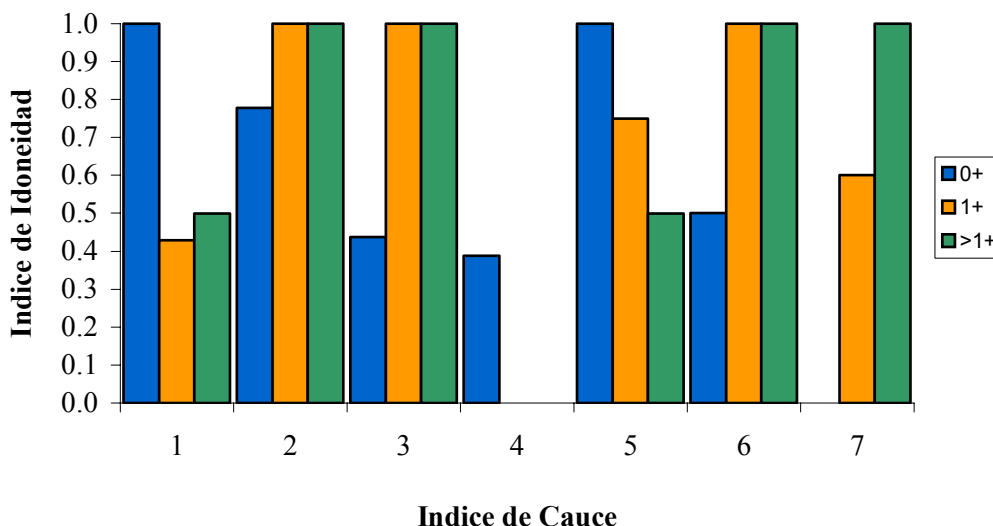
**Figura 2.3.3.59.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Orokieta (1940).

En la Tabla 2.3.3.18 se muestran las categorías definidas para el índice de cauce. El resto de combinaciones no aparecen en el tramo estudiado o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.18.** Definición de las clases del índice de cauce para el punto de muestreo de Orokieta (1940).

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	4	1
2		4-6
3		8-9
4		10
5	5	1
6		2-3
7		6

Todas las clases de edad evitan zonas con sustratos de tamaño inferior a las piedras y las zonas sin refugio. Las truchas 0+ prefieren las zonas de piedras con refugio, especialmente frente a la velocidad de corriente (clase 1), aunque también muestran máxima preferencia por las zonas de bloques que ofrecen refugio frente a la velocidad (clase 5). Las truchas 1+ y las de mayor edad tienen comportamientos muy similares, ambas clases prefieren zonas con refugio por aislamiento visual o combinado (clases 2 y 3), con independencia del sustrato, así como zonas de bloques que ofrezcan un importante refugio frente a la velocidad de corriente (clase 6) donde suelen desplazar a los alevines (Figura 2.3.3.60).

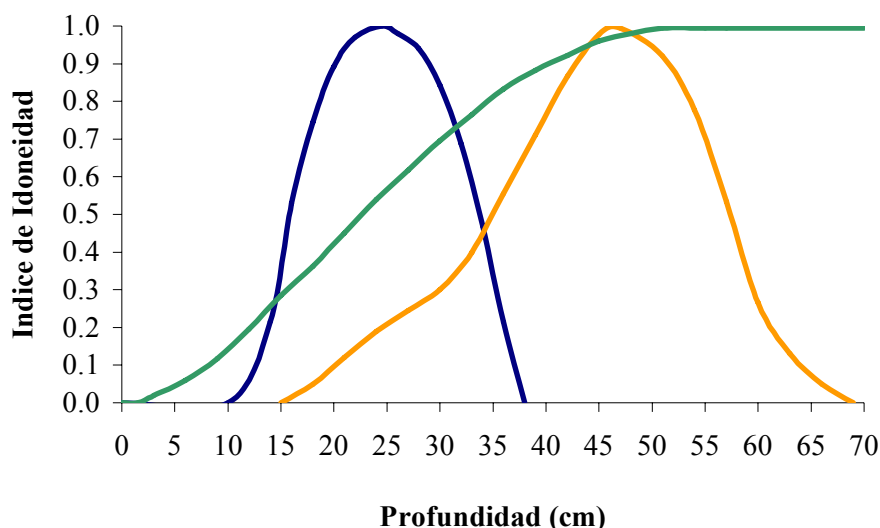


**Figura 2.3.3.60.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Orokieta (1940) del río Orokieta.

### Cuenca del río Ubagua

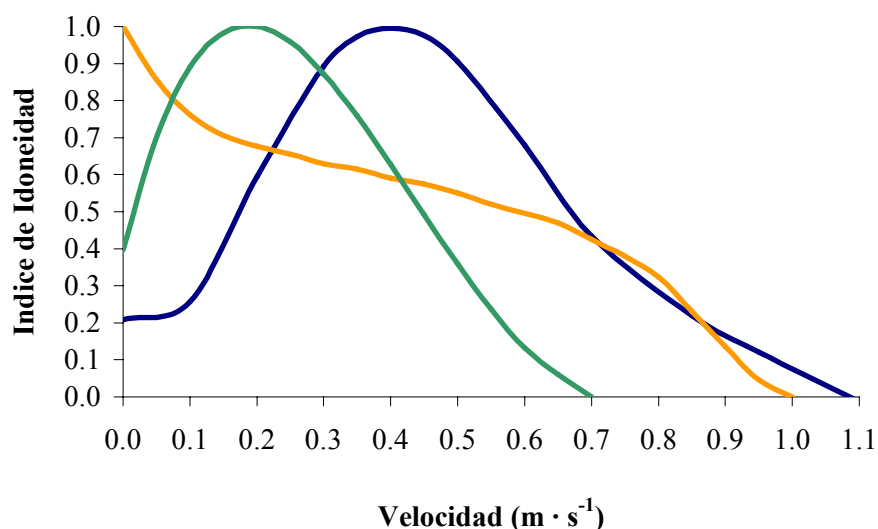
Se exponen a continuación las curvas de preferencia elaboradas para la localidad de Riezu.

Se han analizado las diferencias existentes en las curvas de preferencia de cada clase de edad. En la Figura 2.3.3.61 se puede apreciar que las truchas de edad 0+ seleccionan las zonas del cauce por las cuales muestran poca preferencia las truchas adultas y juveniles, zonas de profundidades comprendidas entre 17 y 33 cm. Exhiben la máxima preferencia por profundidades de 25 cm. A esta profundidad, el Índice de Idoneidad registra valores inferiores a 0.5 para el resto de las clases de edad. Las truchas de la clase 0+ evitan profundidades superiores a 38 cm, que son zonas óptimas para las truchas de mayor edad. Resulta curioso que las truchas de edades superiores a 1+ tengan valores de preferencia mayores que las truchas 1+ a bajas profundidades. De hecho, las truchas de edad 1+ seleccionan un estrecho intervalo de profundidades, entre 37 y 56 cm, evitando zonas tanto someras como profundas y mostrando la máxima preferencia por profundidades de 47 cm. Las truchas de las clases de edad mayores de 1+ seleccionan preferentemente zonas de profundidades superiores a 27 cm, alcanzando el máximo valor de idoneidad a partir de 51 cm de profundidad.



**Figura 2.3.3.61.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en la localidad de Riezu del río Ubagua (2065).

En general, las truchas de edad 1+ prefieren zonas del cauce con aguas muy lentas, inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ . En cambio, las truchas de edades mayores de 1+ eligen las zonas con velocidades bajas pero superiores a dicha velocidad. En ambos casos, el intervalo óptimo se extiende hasta  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . Las truchas de edad 0+ prefieren zonas de velocidad media, mostrando la máxima preferencia por velocidades de  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ . Escogen áreas con velocidades que alcanzan hasta  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ , pudiendo seleccionar también velocidades superiores en zonas donde existe además refugio frente a dichas velocidades (Figura 2.3.3.62).



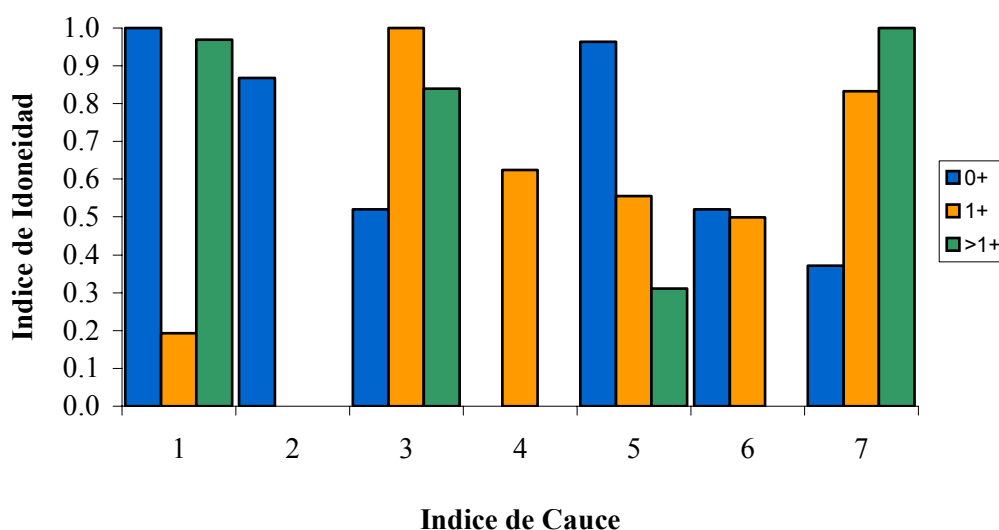
**Figura 2.3.3.62.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en la localidad de Riezu del río Ubagua (2065).

En la Tabla 2.3.3.19 se indican las clases definidas para el Índice de cauce. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo de estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.19.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el Índice de cauce de la localidad de Riezu del río Ubagua.

Índice de cauce	Clase de sustrato	Clase de refugio
1	4	1-3
2		4-5
3		8-9
4		10
5	5	1-3
6		4-6
7		8-9

Debido a la elevada proporción de zonas con refugio dentro del tramo, todas las clases de edad evitan utilizar zonas sin refugio. Sólo las truchas de edad 1+ muestran cierta preferencia por zonas de piedras sin refugio (clase 4). Las truchas de edad 1+ y mayores seleccionan las zonas de piedras y bloques con refugio combinado (clases 3 y 7), que se corresponden con las zonas de pozas. Las truchas de clases de edad mayores muestran también máxima preferencia por las zonas de piedras con refugio frente a la velocidad de corriente (clase 1). Las truchas de clase de edad 0+ prefieren zonas con refugio frente a las altas velocidades de corriente existentes en el tramo, con independencia de que sea sobre piedras o bloques (clases 1 y 5). También prefieren las áreas de piedras con refugio por aislamiento visual existentes en las orillas de la zona de rápidos (Figura 2.3.3.63).



**Figura 2.3.3.63.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Riezu del río Ubagua (2065).



### Cuenca del río Ega

En las localidades estudiadas del río Ega no se pudieron elaborar las Curvas de Preferencia debido a la falta de datos en cuanto al uso del hábitat por parte de las truchas. La falta de datos se debe a la ausencia de truchas en estos tramos cuando se realizaron los muestreos. Para el cálculo de la capacidad de carga en estas localidades se han utilizado curvas de preferencia de localidades de hábitat similar. Para ello, se compararon las distribuciones de cada variable de ambas localidades con las del resto de localidades estudiadas para elegir las de mayor similitud. Se realizaron posteriormente pruebas de Kolmogorov-Smirnov y test de la G para explorar las posibles diferencias en la disponibilidad de hábitat entre localidades. De este modo, para la localidad de Zúñiga (2120) se utilizaron las curvas de profundidad y velocidad de la localidad de Eska en Isaba (110) (prueba de Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0.05$ ). Por tanto, las curvas de profundidad y velocidad no se describen en este apartado ya que se pueden revisar en el apartado dedicado a la cuenca del río Eska. Respecto al índice de cauce, no existe ninguna localidad en el área de estudio con características similares de sustrato. Así, se utilizaron las curvas existentes en la bibliografía para el río Arrata (Almodóvar *et al.* 2006), adaptadas a las combinaciones presentes en Zúñiga, debido a que este río no presenta diferencias significativas respecto a las características de sustrato y al refugio presentes en el cauce (test de la G,  $p > 0.05$ ).

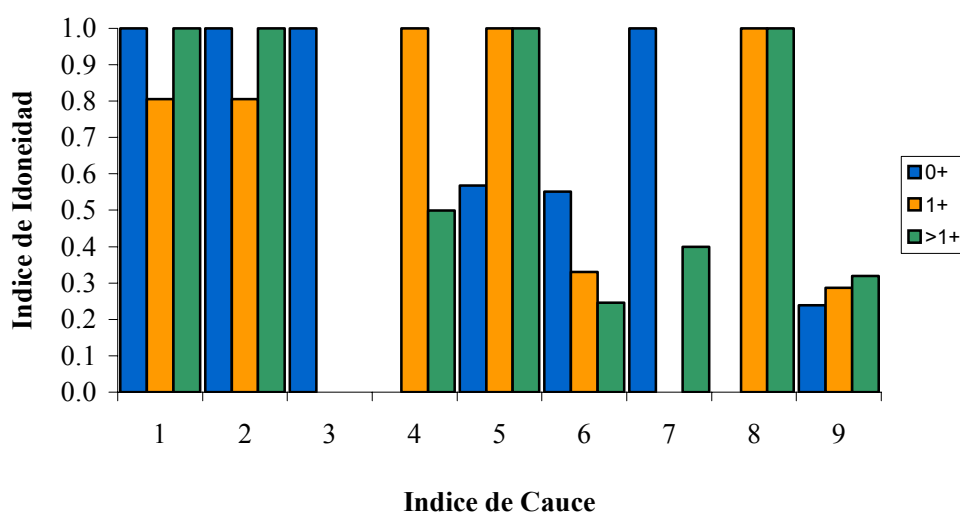
Se exponen a continuación las curvas utilizadas para caracterizar la selección de hábitat en función del índice de cauce. Las clases definidas para este aparecen en la Tabla 2.3.3.20. El resto de combinaciones o no aparecen representadas en el tramo en estudio o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.20.** Definición de las clases del índice de cauce para el punto de muestreo de Zúñiga (2120).

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	1	1-9
2	2	1-9
3	3	1
4		3
5		4-6
6		10
7	4	1-2
8		8-9
9		10

Debido a la escasez de zonas con refugio dentro del tramo, las truchas de edad 1+, y especialmente las de mayor edad, van a seleccionar cualquier zona del cauce que presente algún tipo de refugio. Así, sobre sustratos finos sólo aparecen cuando existe refugio, mostrando en general valores bajos de preferencia por las zonas sin refugio.

Las truchas de edades superiores a 1+ prefieren las zonas con refugio por aislamiento visual proporcionado por la vegetación existente en las orillas del cauce. Las de edad 1+, además de mostrar preferencia por dichas zonas, prefieren las áreas de gravas asociadas al refugio frente a la velocidad que proporcionan bloques de gran tamaño que aparecen de forma aislada en tales zonas. Mientras tanto, las truchas de edad 0+ utilizan las zonas del cauce que no seleccionan las de mayor edad, como son las zonas sin refugio, especialmente sobre piedras. También muestran máxima preferencia por zonas de gravas con refugio frente a la velocidad proporcionado por pequeños huecos entre el sustrato, refugio sólo aprovechable por truchas de pequeño tamaño. Al igual que el resto, sólo utilizan las zonas de sustratos finos cuando existe refugio disponible (Figura 2.3.3.64).



**Figura 2.3.3.64.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Zúñiga (2120) del río Ega.

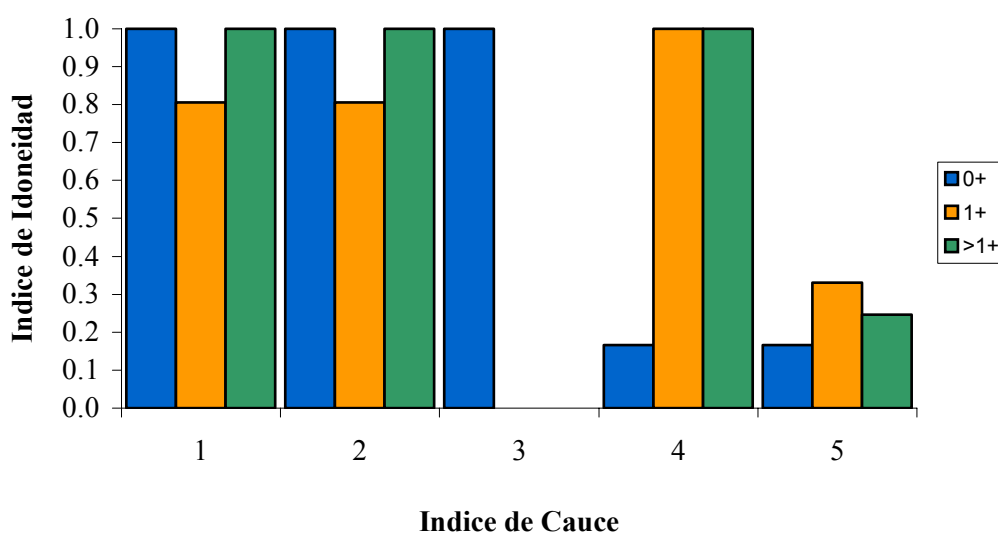
Para la localidad de Legaria (2130) tampoco fue posible elaborar curvas de preferencia debido a la escasez de datos de uso del hábitat. Al igual que para la localidad de Zúñiga, se realizaron diversas pruebas para ver cuáles eran las localidades más similares en cuanto al hábitat disponible. Para la variable profundidad se han utilizado las Curvas de Preferencia de la localidad de Ubagua en Riezu (2065), debido a la ausencia de diferencias significativas en cuanto a la disponibilidad en dicha variable (prueba de Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0.05$ ). Para la velocidad de corriente, al igual que en el caso de Zúñiga, se utilizaron las curvas elaboradas para la localidad de Eska en Isaba (110) al no existir diferencias significativas (Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0.05$ ). El índice de cauce entraña mayores dificultades, ya que no existe ninguna localidad que no presente diferencias significativas en cuanto al sustrato disponible en el tramo. Se utilizaron las mismas curvas que en la localidad de Zúñiga, es decir las descritas para el río Arrata en el estudio de Almodóvar *et al.* (2006), adaptadas a las combinaciones de sustrato y refugio presentes en Legaria, al ser las de mayor similitud (test de la G,  $p = 0.049$ ).

Las clases definidas para el índice de cauce se muestran en la Tabla 2.3.3.21. El resto de combinaciones no aparecen representadas en el tramo o no son utilizadas por las truchas.

**Tabla 2.3.3.21.** Definición de las clases del índice de cauce para el punto de muestreo de Legaria (2130).

Índice de cauce	Clase sustrato	Clase refugio
1	1	1-9
2	2	1-9
3	3	1
4		4-6
5		10

Todas las clases de edad utilizan sólo las zonas con sustratos finos (clases 1 y 2) cuando presentan algún tipo de refugio. En las zonas de gravas, las truchas de clase de edad 0+ muestran la máxima preferencia por las que presentan refugio frente a la velocidad de corriente. En esta localidad, este tipo de refugio se debe a huecos formados en el sustrato, en general de pequeño tamaño, por lo que sólo pueden ser aprovechados por truchas de edad 0+. El resto de clases de edad no muestra ninguna preferencia por este tipo de zonas, ya que no ofrecen refugio real para ellas. Las truchas de mayor edad que las 0+ exhiben la máxima preferencia por las zonas de gravas con refugio por aislamiento visual, proporcionado en este caso por la vegetación de ribera presente en las orillas del cauce. En general las truchas evitan las zonas sin refugio, salvo las truchas de edad 0+, ya que son expulsadas de las escasas zonas con refugio por las truchas de mayor edad y tamaño (Figura 2.3.3.65).

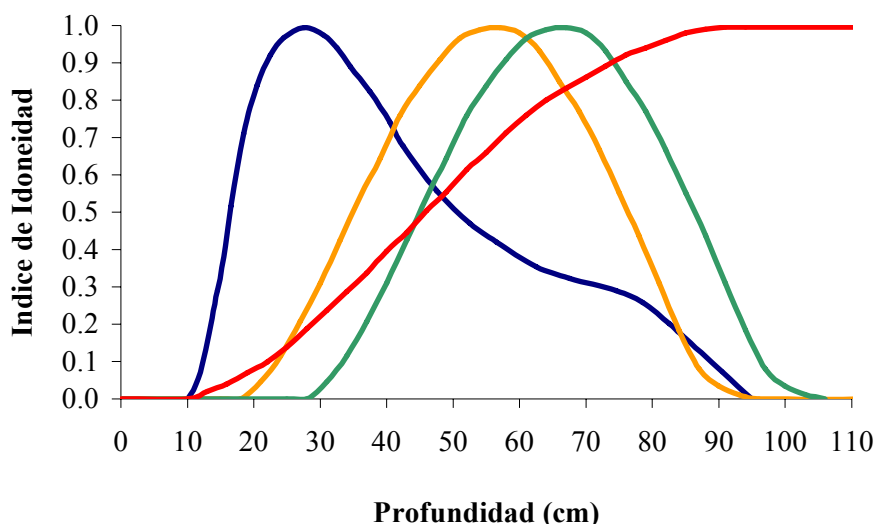


**Figura 2.3.3.65.** Curvas de preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en la localidad de Legaria (2130) del río Ega.

### **Cuenca del Río Urederra**

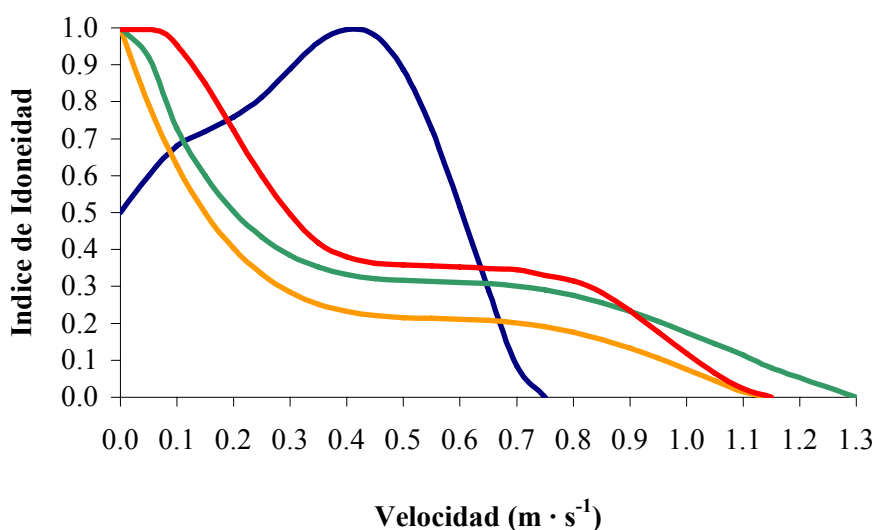
Se elaboraron Curvas de Preferencia válidas para las todas las localidades estudiadas. Las localidades de Zudaire (2220) y Artaza (2225) tienen una distribución de las variables físicas del hábitat similar, aunque difieren ligeramente en cuanto a la distribución de la variable profundidad. La localidad de Artavia (2230) presenta evidentes diferencias en la distribución de todas las variables. El tramo estudiado resulta muy diferente en cuanto a la proporción de mesohábitats presente. Sin embargo, a pesar de tales diferencias, resultó necesario juntar los datos recogidos para las tres localidades debido a que durante la campaña de muestreo fue imposible obtener datos suficientes de uso para elaborar curvas específicas para la localidad de Artavia, ya que las densidades resultaron muy bajas en dicho tramo. Se exponen a continuación las curvas elaboradas.

El amplio rango de profundidades presentes en las distintas localidades estudiadas del río Urederra permite observar cómo las truchas de diferentes edades utilizan zonas del cauce muy diferenciadas, salvo las clases de edad 1+ y 2+, que muestran en este caso preferencias similares (Figura 2.3.3.66). De este modo, las truchas de edad 0+ seleccionan las zonas menos profundas que son poco utilizadas por el resto de las clases de edad. De esta forma, el Índice de Idoneidad alcanza un valor máximo a la profundidad de 27 cm, mientras que no supera el valor de 0.2 en ninguna otra clase de edad. Únicamente aparece un solapamiento de preferencias en la clase de edad 1+ en el intervalo de profundidades entre 37 y 47 cm. Sin embargo, las clases de edad 1+ y 2+ muestran preferencias muy similares, con curvas prácticamente idénticas, y con mayor preferencia por parte de las 2+ por zonas más profundas. Ambas clases de edad exhiben la máxima preferencia por profundidades comprendidas entre 55-70 cm. En todo caso, no seleccionan de forma preferencial zonas con profundidades superiores a 84 cm y evitan totalmente las profundidades superiores a 103 cm. En cambio, estas son las zonas utilizadas preferentemente por las truchas de mayor edad, caracterizadas por la presencia de grandes pozas de las que expulsan a las truchas de menores tamaños. Así, exhiben la máxima preferencia por zonas de profundidad superior a 92 cm.



**Figura 2.3.3.66.** Curvas de preferencia para la profundidad de las distintas clases de edad en las localidades de Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230) del río Urederra.

En la Figura 2.3.3.67 se aprecia que las truchas adultas y juveniles muestran preferencias similares, mientras que las truchas de edad 0+ difieren del resto. Así, mientras las truchas mayores prefieren zonas del cauce con bajas velocidades de corriente, con un intervalo de velocidades óptimas estrecho, las de edad 0+ exhiben su máxima preferencia por zonas de velocidades medias,  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , con un intervalo óptimo mucho más amplio, entre  $0.05$  y  $0.6 \text{ m s}^{-1}$ . Las restantes clases de edad no seleccionan zonas con velocidades superiores a  $0.25 \text{ m s}^{-1}$ , mostrando la máxima preferencia por velocidades inferiores a  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ . Esto es debido a que las truchas mayores utilizan las zonas más profundas del cauce, de aguas con muy poco movimiento, mientras que los alevines seleccionan las zonas más someras, donde la velocidad del agua es mayor.



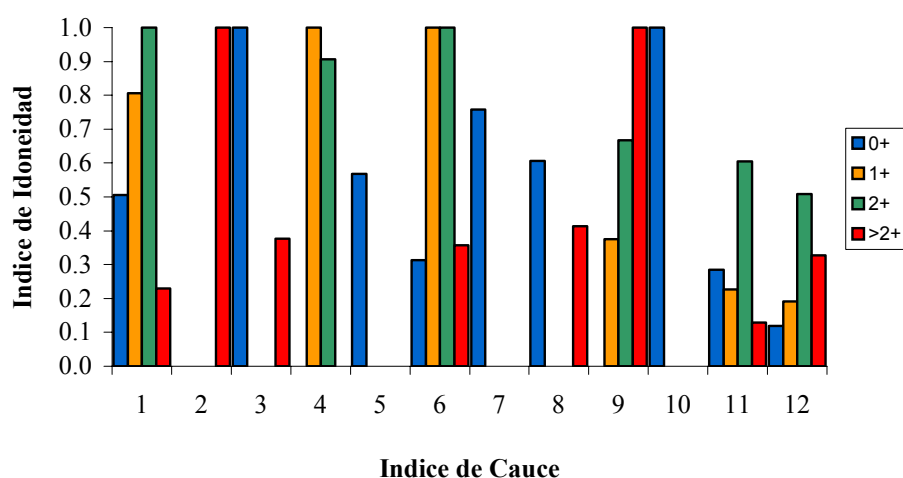
**Figura 2.3.3.67.** Curvas de preferencia para la velocidad de las distintas clases de edad en las localidades de Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230) del río Urederra.

Las clases definidas para el índice de cauce aparecen en la Tabla 2.3.3.22.

**Tabla 2.3.3.22.** Clases de sustrato y refugio consideradas en el índice de cauce de las localidades de Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230) del río Urederra.

Índice de cauce	Clase de sustrato	Clase de refugio
1	1	9
2	2	9
3	3	1
4		3
5		4-6
6		8-9
7		10
8	4	1-2
9		8-9
10		10
11	5	1-3
12		9

Debido a la importante proporción de zonas con refugio dentro del tramo, todas las clases de edad evitan el uso de las escasas zonas sin refugio existentes. Estas zonas de poca profundidad son utilizadas por las truchas 0+, para evitar la competencia con las truchas de mayor tamaño. Por lo tanto, las truchas 0+ eligen estas zonas someras con velocidades medias y sustratos de gravas y piedras, seleccionando las zonas con refugio frente a la velocidad de corriente cuando ésta es elevada, o zonas sin refugio cuando tienen velocidades moderadas. Las truchas con edades superiores a 2+ seleccionan las grandes pozas que se corresponden con zonas de sustratos de arenas o piedras y refugio combinado. Las truchas grandes expulsan de las zonas seleccionadas a las de menores tamaños. Por tanto, los individuos de clases de edad 1+ y 2+ utilizan pozas de menor profundidad, asociadas a sustratos de arcillas y gravas, que son menos seleccionadas por las de mayor edad. La mayoría de las truchas, con la excepción de las de edad 2+, parecen evitar o muestran poca preferencia por las zonas de bloques (Figura 2.3.3.68).



**Figura 2.3.3.68.** Curvas de Preferencia para el índice de cauce de las distintas clases de edad en las localidades de Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230) del río Urederra.

### 2.3.4. Estudio comparado de las curvas de preferencia

Se puede apreciar cómo varían las curvas de preferencia elaboradas en función de la disponibilidad del medio. El intervalo óptimo (valores del índice de idoneidad superiores a 0.6) y la máxima preferencia de las distintas clases de edad por las variables del hábitat físico estudiadas, profundidad, velocidad e índice de cauce, muestran una gran variación entre las distintas localidades analizadas debido a las diferencias existentes en las características del hábitat (Tablas 2.3.4.1 y 2.3.4.2).

**Tabla 2.3.4.1.** Profundidad media ( $\pm$  desviación típica) y máxima de las localidades estudiadas. Valores del intervalo óptimo de profundidad y profundidad de máxima preferencia para las distintas clases de edad analizadas.

Código	Profundidad localidad		Intervalo óptimo de profundidad					Profundidad óptima				
	media	máxima	0+	1+	2+	>2+	>1+	0+	1+	2+	>2+	>1+
110	25,98 $\pm$ 11,09	48	13-38	28-45	>31	>35		25,5	37,5	>46	>46	
120	24,17 $\pm$ 9,31	45	13-38	28-45	>31	>35		25,5	37,5	>46	>46	
130	29,47 $\pm$ 19,60	70	13-38	28-45	>31	>35		25,5	37,5	>46	>46	
210	33,05 $\pm$ 20,44	77	19-31	33-59	>33	>38		25	51,5	>63	>63	
320	31,01 $\pm$ 11,84	58	19-31	33-59	>33	>38		25	51,5	>63	>63	
710	36,63 $\pm$ 15,83	91	16-30	31-56			>42	22,5	44			>65
720	39,73 $\pm$ 15,82	69	16-30	31-56			>42	22,5	44			>65
740	48,12 $\pm$ 20,91	82	16-30	31-56			>42	22,5	44			>65
930	16,79 $\pm$ 10,65	49	14-28	>18			>20	21	>34			>34
1010	18,15 $\pm$ 12,32	47	12-33	>17			>26	26	>30			>40
1110	25,52 $\pm$ 13,84	59	12-35	26.5-			>33	22,5	>49			>57
1130	25,42 $\pm$ 14,20	79	12-35	26.5-			>33	22,5	>49			>57
1136	39,39 $\pm$ 34,14	115	12-35	34-81			>41	22,5	61			>71
1220	19,83 $\pm$ 8,23	34	6-20	>15			>20	12	>30			>32
1250	31,72 $\pm$ 17,58	72	7-23	30-75			>26	17,5	52			>75
1260	32,87 $\pm$ 14,17	86	7-23	30-75			>26	17,5	52			>75
1310	15,48 $\pm$ 6,81	37	12-28	>16			>27	19,5	>32			>40
1330	34,98 $\pm$ 27,22	105	6-26	>22			>28	17,5	>40			>48
1340	24,71 $\pm$ 23,77	117	6-26	>19			>29	17,5	>42			>35
1420	18,20 $\pm$ 8,07	29	11-29	20-40			>35	19	32			>42
1440	34,86 $\pm$ 20,58	85	11-29	24-52			>40	19	40			>54
1460	21,70 $\pm$ 11,99	49	11-29	20-40			>35	19	32			>42
1520	21,02 $\pm$ 14,72	46	13-31	22-40			>35	20	31			>50
1620	19,52 $\pm$ 10,38	36	9-17	>21			>27	13	>30			>36
1625	26,66 $\pm$ 13,35	54	13-31	22-40			>35	20	31			>50
1630	23,04 $\pm$ 11,37	43	13-31	22-40			>35	20	31			>50
1760	22,90 $\pm$ 7,69	43	11-28	>24			>31	17	>45			>45
1820	30,76 $\pm$ 18,49	64	9-33	30-70			>50	20	52			>75
1830	48,84 $\pm$ 17,53	86	9-33	30-70			>50	20	52			>75
1930	20,57 $\pm$ 10,03	43	13-27	28-40			>30	17	35			>50
1940	22,51 $\pm$ 7,80	34	12-30	>19			>21	21	28-			>30
2065	27,40 $\pm$ 14,96	64	17-33	37-56			>27	25	47			>51
2220	74,79 $\pm$ 29,91	150	17-47	37-73	>47	>52		27	57	>67	>92	
2225	36,47 $\pm$ 11,85	84	17-47	37-73	>47	>52		27	57	>67	>92	
2230	35,19 $\pm$ 40,57	150	17-47	37-73	>47	>52		27	57	>67	>92	

**Tabla 2.3.4.2.** Velocidad media ( $\pm$  desviación típica) y máxima de las localidades estudiadas. Valores del intervalo óptimo de velocidad y velocidad de máxima preferencia para las distintas clases de edad analizadas.

Código	Velocidad localidad		Intervalo óptimo de velocidad					Velocidad óptima				
	media	máxima	0+	1+	2+	>2+	>1+	0+	1+	2+	>2+	>1+
110	0.46 $\pm$ 0.44	2.10	0.37-0.92	0.10-0.60	0.05-0.50	0.15-0.65		0.65	0.30	0.20	0.35	
120	0.72 $\pm$ 0.58	2.80	0.37-0.92	0.10-0.60	0.05-0.50	0.15-0.65		0.65	0.30	0.20	0.35	
130	0.81 $\pm$ 0.70	3.00	0.37-0.92	0.10-0.60	0.05-0.50	0.15-0.65		0.65	0.30	0.20	0.35	
210	0.36 $\pm$ 0.39	1.30	0.40-0.90	0.10-0.60	0.05-0.50	0.13-0.67		0.65	0.30	0.20	0.35	
320	0.44 $\pm$ 0.42	1.80	0.40-0.90	0.10-0.60	0.05-0.50	0.13-0.67		0.65	0.30	0.20	0.35	
710	0.27 $\pm$ 0.41	1.80	0.13-0.82	0.10-0.65			0.00-0.40	0.40	0.35			0.20
720	0.43 $\pm$ 0.58	2.40	0.13-0.82	0.10-0.65			0.00-0.40	0.40	0.35			0.20
740	0.20 $\pm$ 0.72	2.50	0.13-0.82	0.10-0.65			0.00-0.40	0.40	0.35			0.20
930	0.20 $\pm$ 0.28	1.00	0.10-0.80	0.10-0.65			0.00-0.40	0.40	0.35			0.20
1010	0.16 $\pm$ 0.30	1.00	0.15-0.60	0.10-0.60			0.00-0.08	0.35	0.30			0.00
1110	0.57 $\pm$ 0.54	2.10	0.25-0.85	0.00-0.65			0.00-0.25	0.55	0.30			<0.10
1130	0.29 $\pm$ 0.38	1.50	0.25-0.85	0.20-0.55			0.00-0.25	0.55	0.35			<0.10
1136	0.16 $\pm$ 0.36	1.30	0.25-0.85	0.00-0.20			0.00-0.25	0.55	0.00			<0.10
1220	0.27 $\pm$ 0.44	2.00	0.20-0.70	0.07-0.73			0.00-0.35	0.40	0.40			0.00
1250	0.50 $\pm$ 0.47	2.40	0.20-0.70	0.10-0.70			0.00-0.75	0.40	0.30			<0.25
1260	0.58 $\pm$ 0.68	2.00	0.20-0.70	0.10-0.70			0.00-0.75	0.40	0.30			<0.25
1310	0.14 $\pm$ 0.20	1.30	0.15-0.40	0.00-0.30			0.00-0.30	0.25	0.10			0.10
1330	0.16 $\pm$ 0.36	1.60	0.33-0.75	0.02-0.45			0.00-0.27	0.50	0.20			<0.10
1340	0.35 $\pm$ 0.56	2.10	0.33-0.75	0.02-0.45			0.00-0.27	0.50	0.20			<0.10
1420	0.30 $\pm$ 0.23	0.70	0.10-0.60	0.00-0.50			0.00-0.25	0.35	0.25			0.00
1440	0.25 $\pm$ 0.53	2.40	0.10-0.50	0.00-0.25			0.00-0.25	0.25	0.00			0.00
1460	0.46 $\pm$ 0.59	2.50	0.25-0.75	0.15-0.60			0.00-0.25	0.50	0.40			0.00
1520	0.32 $\pm$ 0.41	1.70	0.20-0.75	0.05-0.67			0.00-0.55	0.45	0.30			<0.15
1620	0.38 $\pm$ 0.34	1.10	0.20-0.75	0.05-0.67			0.00-0.55	0.45	0.30			<0.15
1625	0.35 $\pm$ 0.44	1.30	0.20-0.75	0.05-0.67			0.00-0.55	0.45	0.30			<0.15
1630	0.28 $\pm$ 0.27	0.70	0.20-0.75	0.05-0.67			0.00-0.55	0.45	0.30			<0.15
1760	0.07 $\pm$ 0.15	0.90	0.00-0.25	0.00-0.15			0.00-0.10	0.10	0.05			0.00
1820	0.23 $\pm$ 0.40	1.70	0.20-0.65	0.00-0.60			0.00-0.60	0.40	0.20			0.25
1830	0.30 $\pm$ 0.31	1.50	0.20-0.65	0.00-0.60			0.00-0.60	0.40	0.20			0.25
1930	0.39 $\pm$ 0.43	1.60	0.35-0.85	0.20-0.70			0.15-0.60	0.60	0.45			0.40
1940	0.39 $\pm$ 0.41	2.30	0.05-0.55	0.05-0.60			0.00-0.40	0.20	0.30			<0.20
2065	0.29 $\pm$ 0.33	1.40	0.20-0.70	0.00-0.40			0.05-0.40	0.40	0.00			0.20
2220	0.01 $\pm$ 0.02	0.05	0.05-0.60	0.00-0.10	0.00-0.15	0.00-0.25		0.40	0.00	0.00	<0.05	
2225	0.14 $\pm$ 0.23	0.70	0.05-0.60	0.00-0.10	0.00-0.15	0.00-0.25		0.40	0.00	0.00	<0.05	
2230	0.90 $\pm$ 0.45	1.90	0.05-0.60	0.00-0.10	0.00-0.15	0.00-0.25		0.40	0.00	0.00	<0.05	

Tras realizar un análisis de correlaciones simples de Pearson se pudo observar que la amplitud del intervalo óptimo de profundidades, así como los valores mínimo y máximo de dicho intervalo, y la profundidad de máxima preferencia para las distintas clases de edad están relacionados de forma positiva y significativa con la profundidad media y la máxima profundidad de las localidades estudiadas (Tabla 2.3.4.3).



Sin embargo, existen ciertas diferencias entre las distintas clases de edad. Así, en la clase de edad 0+, las profundidades media y máxima de las localidades estudiadas aparecen correlacionadas positiva y significativamente con la amplitud del intervalo óptimo de profundidades para dicha clase de edad, así como con el máximo valor de dicho intervalo y con la profundidad de máxima preferencia, pero no con la profundidad mínima del intervalo óptimo de profundidades. Por tanto, la profundidad óptima mínima es relativamente constante, independientemente de la profundidad media y máxima de la localidad. Sin embargo, al aumentar las profundidades media y máxima, el intervalo de profundidades óptimas aumenta, así como la profundidad de máxima preferencia.

En las truchas de clase de edad 1+ y mayores de 1+, la amplitud del intervalo óptimo de profundidades, profundidades mínima y máxima de dicho intervalo óptimo, y la profundidad de máxima preferencia, se encuentran correlacionadas significativamente con las profundidades media y máxima de la localidad.

La profundidad media de las localidades en las que resultó posible elaborar curvas de requerimiento de hábitat para la clase de edad 2+, se encuentra relacionada significativamente con la profundidad óptima mínima y con la amplitud del intervalo óptimo de profundidad, aunque no se detectó dicha relación con la profundidad de máxima preferencia. Sin embargo, la profundidad máxima de la localidad se encuentra relacionada con las tres variables anteriores. Para las truchas de clases de edad mayores de 2+ se repiten los mismos resultados que en el caso de las truchas 2+.

Estos resultados obtenidos resultan lógicos pues al aumentar la profundidad media y máxima del tramo se posibilita una mayor segregación espacial entre las distintas clases de edad. De este modo, las truchas de mayor tamaño y edad pueden utilizar las zonas más profundas, disminuyendo el solapamiento con las áreas utilizadas por las truchas de menor edad. Este hecho queda reflejado en que existe, en todas las clases de edad, una relación negativa y significativa entre la profundidad máxima y la razón entre la profundidad a la que se alcanza la máxima preferencia y la profundidad máxima (Tabla 2.3.4.3). En efecto, en tramos de aguas someras, de escasa profundidad media y máxima, la razón entre la profundidad de máxima preferencia y la máxima profundidad del tramo es muy alta, aumentando según aumenta la edad de las truchas, de forma que las truchas de mayor edad muestran la máxima preferencia por las zonas de máxima profundidad. Ello produce un elevado solapamiento en las profundidades utilizadas por las truchas pertenecientes a distintas clases de edad, ya que el rango de profundidades disponibles es muy pequeño. Al aumentar el rango de profundidades disponibles en el tramo, las truchas de las distintas clases de edad muestran una mayor preferencia por profundidades mayores, aumentando también la amplitud del intervalo de profundidades óptimas. Este aumento en la amplitud del rango de profundidades disponibles también produce que la relación entre la profundidad de máxima preferencia y la máxima profundidad del tramo disminuya.

**Tabla 2.3.4.3.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ) para las comparaciones entre las variables de disponibilidad de profundidad en las localidades de estudio, y la amplitud del intervalo de profundidades óptimas (IPO), valores umbral del IPO, profundidad de máxima preferencia (PMP), y razón entre la profundidad de máxima preferencia y profundidad máxima del tramo, las distintas clases de edad analizadas.

	Profundidad media	Profundidad máxima
Amplitud IPO 0+	0.34 *	0.43 **
Valor mínimo IPO 0+	0.27 n.s.	0.24 n.s.
Valor máximo IPO 0+	0.43 **	0.48 ***
Profundidad de máxima preferencia 0+	0.33 *	0.38 **
PMP/Profundidad máxima 0+	-0.62 ***	-0.82 ***
Amplitud IPO 1+	0.30 *	0.61 ***
Valor mínimo IPO 1+	0.72 ***	0.56 ***
Valor máximo IPO 1+	0.56 ***	0.65 ***
Profundidad de máxima preferencia 1+	0.72 ***	0.70 ***
PMP/Profundidad máxima 1+	-0.49 **	-0.81 ***
Amplitud IPO 2+	0.66 *	0.97 ***
Valor mínimo IPO 2+	0.68 *	0.66 *
Profundidad de máxima preferencia 2+	0.41 n.s.	0.52 n.s.
PMP/Profundidad máxima 2+	-0.56 *	-0.83 **
Amplitud IPO >2+	0.72 **	0.97 ***
Valor mínimo IPO >2+	0.54 n.s.	0.66 *
Profundidad de máxima preferencia >2+	0.54 n.s.	0.73 **
PMP/Profundidad máxima >2+	-0.51 n.s.	-0.71 *
Amplitud IPO >1+	0.57 **	0.96 ***
Valor mínimo IPO >1+	0.72 ***	0.46 **
Profundidad de máxima preferencia >1+	0.77 ***	0.60 ***
PMP/Profundidad máxima >1+	-0.36 *	-0.81 ***

En la Tabla 2.3.4.2 se puede observar que al aumentar la edad, las truchas prefieren zonas del cauce con velocidades de corriente menores. Así las truchas de mayor edad seleccionan las zonas de velocidad baja y muy baja. Las truchas de mayor edad resultan poco sensibles a las variaciones en las velocidades de corriente presentes en el tramo pues siempre prefieren utilizar las zonas de menor velocidad. Este aumento en la velocidad media del tramo va a suponer que aumente el valor máximo del intervalo de velocidades óptimas en las truchas de edad superior a 1+ (Tabla 2.3.4.4), aunque este efecto no se detectó en las clases de edad 2+ y mayores de 2+, probablemente porque el número de truchas de las clases de edad más altas es bajo. Sin embargo, el aumento en el tramo de la media y desviación típica de la velocidad provoca que los valores mínimo y máximo del intervalo de velocidades óptimas para las clases de edad 0+ y 1+ aumenten. No obstante, la amplitud del intervalo de velocidades óptimas no está relacionada de forma significativa con la velocidad media ni con la

desviación típica. Por tanto, el aumento de las velocidades de corriente en el tramo provoca que las curvas de preferencia para las clases de edad 0+ y 1+ se desplacen hacia velocidades más elevadas, seleccionando las truchas 0+ velocidades medias y las truchas 1+ medias y bajas.

**Tabla 2.3.4.4.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ) para las comparaciones entre las variables de disponibilidad de velocidades de corriente en las localidades de estudio, y la amplitud del intervalo de velocidades óptimas (IPO), valores mínimo y máximo del IPO, y velocidad de máxima preferencia las distintas clases de edad analizadas.

	Velocidad media	Desviación típica velocidad
Amplitud IVO 0+	0.09 n.s.	0.19 n.s.
Valor mínimo IVO 0+	0.34 *	0.40 *
Valor máximo IVO 0+	0.42 **	0.41 **
Velocidad de máxima preferencia 0+	0.43 **	0.34 *
Amplitud IVO 1+	0.04 n.s.	0.14 n.s.
Valor mínimo IVO 1+	0.27 n.s.	0.32 *
Valor máximo IVO 1+	0.35 *	0.45 **
Velocidad de máxima preferencia 1+	0.32 *	0.41 **
Amplitud IVO 2+	0.05 n.s.	0.38 n.s.
Valor mínimo IVO 2+	0.17 n.s.	0.31 n.s.
Valor máximo IVO 2+	0.33 n.s.	0.64 *
Velocidad de máxima preferencia 2+	0.19 n.s.	0.43 n.s.
Amplitud IVO >2+	0.31 n.s.	0.58 n.s.
Valor mínimo IVO >2+	0.12 n.s.	0.47 n.s.
Valor máximo IVO >2+	0.22 n.s.	0.50 n.s.
Velocidad de máxima preferencia >2+	0.11 n.s.	0.46 n.s.
Amplitud IVO >1+	0.16 n.s.	0.12 n.s.
Valor mínimo IVO >1+	0.15 n.s.	0.01 n.s.
Valor máximo IVO >1+	0.42 *	0.25 n.s.
Velocidad de máxima preferencia >1+	0.18 n.s.	0.12 n.s.

Se realizó un análisis de la varianza ANOVA para determinar la existencia de diferencias significativas en las variables utilizadas anteriormente para caracterizar las preferencias de profundidad por las distintas clases de edad entre los grupos de localidades conformados previamente en función de la distribución de profundidades. Los valores medios de cada grupo se pueden visualizar en la Tabla 2.3.4.5.

La clase de edad 0+ presentó diferencias significativas entre grupos de localidades en la profundidad óptima máxima (ANOVA,  $F_{4,30}=3.84$ ,  $p<0.05$ ) y en la amplitud del intervalo de profundidades óptimas (ANOVA,  $F_{4,30}=2.95$ ,  $p<0.05$ ). Los análisis a posteriori (prueba de Tukey) confirmaron que en ambos casos, estas diferencias significativas se presentan entre los grupos de los extremos, 1 y 5, es decir, únicamente cuando las características del medio son radicalmente distintas. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas ( $p>0.05$ ) entre grupos de localidades para la profundidad de máxima preferencia a pesar de que ésta aumente al aumentar la profundidad media del tramo. Como se vio anteriormente, esta variable aparece más relacionada con la profundidad máxima del tramo.

En la clase de edad 1+, se encontraron diferencias significativas entre los grupos de localidades en todas las variables, valor mínimo de profundidad óptima (ANOVA,  $F_{4,30}=13.40$ ,  $p<0.0001$ ), valor máximo de profundidad óptima (ANOVA,  $F_{4,30}=8.75$ ,  $p<0.001$ ), profundidad de máxima preferencia (ANOVA,  $F_{4,30}=13.36$ ,  $p<0.0001$ ), y amplitud del intervalo de profundidades óptimas (ANOVA,  $F_{4,30}=2.76$ ,  $p<0.05$ ). Los análisis a posteriori indicaron que estas diferencias significativas se producen entre los grupos de localidades 1 y 2, y el resto de grupos, aunque no se producen entre dichos grupos. No obstante, en la variable amplitud del intervalo óptimo únicamente existen diferencias significativas entre el grupo de localidades 1 y los grupos 4 y 5, ya que la variabilidad dentro de los grupos es muy grande.

En las clases de edad mayores de 1+, se observaron diferencias significativas en todas las variables estudiadas, profundidad óptima mínima (ANOVA,  $F_{3,23}=5.55$ ,  $p<0.01$ ), profundidad de máxima preferencia (ANOVA,  $F_{3,23}=14.67$ ,  $p<0.0001$ ), y amplitud del intervalo de profundidades óptimas (ANOVA,  $F_{3,23}=3.31$ ,  $p<0.05$ ). En los análisis a posteriori se detectaron diferencias significativas en la profundidad óptima mínima y en la amplitud del intervalo de profundidades óptima entre los grupos de localidades 1 y 4, es decir, cuando las características del medio son muy marcadas; y en la profundidad de máxima preferencia entre todos los grupos, salvo entre los grupos 1 y 2, y 3 y 4.

Debido a que el número de curvas de preferencia elaboradas para las clases de edad de 2+ y mayores de 2+ es bajo, no resultó posible llevar a cabo los contrastes de medias. Sin embargo, en la Tabla 2.3.4.5 se puede observar que tanto la profundidad óptima mínima como la profundidad de máxima preferencia y la amplitud del intervalo de profundidades óptimas son marcadamente superiores en los grupos de localidades que presentan profundidades medias y máximas más elevadas.

**Tabla 2.3.4.5.** Datos medios ( $\pm$  desviación típica) de profundidad media en las localidades de estudio, amplitud del intervalo de profundidades óptimas (IPO), valores mínimo y máximo del IPO, y profundidad de máxima preferencia, las distintas clases de edad analizadas, para cada grupo de localidades conformados en función de la distribución de profundidades.

	Grupo de localidades				
	1	2	3	4	5
Profundidad media localidad	17.5 $\pm$ 2.5	23.3 $\pm$ 2.0	29.3 $\pm$ 2.7	39.4 $\pm$ 5.2	74.8
Amplitud IPO 0+	15.0 $\pm$ 4.0	18.0 $\pm$ 3.1	18.2 $\pm$ 5.2	20.8 $\pm$ 6.4	30.0
Valor mínimo IPO 0+	11.0 $\pm$ 2.8	11.7 $\pm$ 2.2	12.9 $\pm$ 5.2	14.0 $\pm$ 4.0	17.0
Valor máximo IPO 0+	26.0 $\pm$ 6.5	31.7 $\pm$ 4.1	31.8 $\pm$ 5.4	34.1 $\pm$ 7.7	47.0
Profundidad de máxima preferencia 0+	18.2 $\pm$ 5.0	20.8 $\pm$ 3.4	22.2 $\pm$ 3.4	22.8 $\pm$ 3.2	27.0
Amplitud IPO 1+	21.1 $\pm$ 7.5	29.3 $\pm$ 22.4	33.4 $\pm$ 11.0	40.6 $\pm$ 18.3	46.0
Valor mínimo IPO 1+	19.3 $\pm$ 4.1	23.1 $\pm$ 3.5	28.2 $\pm$ 4.5	30.8 $\pm$ 4.9	37.0
Valor máximo IPO 1+	40.0 $\pm$ 0.0	44.5 $\pm$ 8.0	62.3 $\pm$ 9.9	67.7 $\pm$ 13.5	73.0
Profundidad de máxima preferencia 1+	30.9 $\pm$ 2.9	35.6 $\pm$ 6.4	45.7 $\pm$ 6.0	49.0 $\pm$ 7.9	57.0
Amplitud IPO 2+		15.5 $\pm$ 2.2	36.0 $\pm$ 9.8	70.0 $\pm$ 26.7	103.0
Valor mínimo IPO 2+		31.0 $\pm$ 0.0	32.3 $\pm$ 1.2	47.0 $\pm$ 0.0	47.0
Profundidad de máxima preferencia 2+		46.0 $\pm$ 0.0	58.0 $\pm$ 10.4	67.0 $\pm$ 0.0	67.0
Amplitud IPO >2+		11.5 $\pm$ .8	31.3 $\pm$ 10.9	65.0 $\pm$ 26.7	98.0
Valor mínimo IPO >2+		35.0 $\pm$ 0.0	37.0 $\pm$ 1.7	52.0 $\pm$ 0.0	52.0
Profundidad de máxima preferencia >2+		46.0 $\pm$ 0.0	57.3 $\pm$ 9.8	92.0 $\pm$ 0.0	92.0
Amplitud IPO >1+	16.0 $\pm$ 7.7	26.4 $\pm$ 27.7	36.6 $\pm$ 17.3	49.7 $\pm$ 18.9	
Valor mínimo IPO >1+	26.6 $\pm$ 5.1	31.7 $\pm$ 4.8	32.9 $\pm$ 10.5	40.7 $\pm$ 6.5	
Profundidad de máxima preferencia >1+	37.7 $\pm$ 7.0	44.9 $\pm$ 8.8	63.3 $\pm$ 11.7	66.6 $\pm$ 9.3	

Finalmente, se examinó la existencia de diferencias significativas en las variables utilizadas anteriormente para caracterizar las preferencias de velocidad de corriente por las distintas clases de edad entre los grupos de localidades conformados previamente en función de la distribución de velocidades. Los valores medios de cada grupo se pueden visualizar en la Tabla 2.3.4.6.

No se detectaron diferencias significativas en la velocidad óptima mínima entre los distintos grupos de localidades en ninguna de las clases de edad.

En la clase de edad 0+ se encontraron diferencias significativas entre los grupos de localidades en la velocidad óptima máxima (ANOVA,  $F_{3,31}=4.46$ ,  $p<0.05$ ) y la velocidad de máxima preferencia (ANOVA,  $F_{3,31}=3.50$ ,  $p<0.05$ ). Los análisis posteriores indicaron que las diferencias significativas en la velocidad óptima máxima se producen entre el grupo de localidades 1 y el resto de grupos; y en la velocidad de máxima preferencia entre los grupos de localidades 1 y 3, y 1 y 4.

En la clase de edad 1+ también se detectaron diferencias significativas entre los grupos de localidades en la velocidad óptima máxima (ANOVA,  $F_{3,31}=4.64$ ,  $p<0.01$ ) y la velocidad de máxima preferencia (ANOVA,  $F_{3,31}=2.95$ ,  $p<0.05$ ). El test de Tukey

mostró que existen diferencias significativas en la velocidad óptima máxima entre los grupos de localidades 1 y 2, y 1 y 3, aunque no entre los grupos de los extremos 1 y 4, debido a la gran variabilidad de este último grupo de localidades. En la velocidad de máxima preferencia únicamente existen diferencias significativas entre los grupos de localidades 1 y 3.

En las clases de edad mayores de 1+ se detectaron diferencias significativas entre los grupos de localidades en la velocidad óptima máxima (ANOVA,  $F_{2,24}=3.64$ ,  $p<0.05$ ) y en la amplitud del intervalo de velocidades óptimas (ANOVA,  $F_{2,24}=3.51$ ,  $p<0.05$ ). Las diferencias detectadas en ambas se producen entre los grupos de localidades 1 y 3. Por el contrario, no se encontraron diferencias en la velocidad de máxima preferencia, que es relativamente constante.

En las clases de edad 2+ y mayores de 2+ no se detectaron diferencias entre los distintos grupos de localidades en ninguna de las tres variables, debido a la gran variabilidad existente entre las localidades que los conforman.

**Tabla 2.3.4.6.** Datos medios ( $\pm$  desviación típica) de la velocidad media en las localidades de estudio, amplitud del intervalo de velocidades óptimas (IVO), valores mínimo y máximo del IVO, y velocidad de máxima preferencia, las distintas clases de edad analizadas, para cada grupo de localidades conformados en función de la distribución de velocidades.

	Grupo de localidades			
	1	2	3	4
Velocidad media localidad	0.12 $\pm$ 0.07	0.29 $\pm$ 0.07	0.49 $\pm$ 0.05	0.77 $\pm$ 0.09
Amplitud IVO 0+	0.41 $\pm$ 0.18	0.53 $\pm$ 0.09	0.54 $\pm$ 0.07	0.55 $\pm$ 0.00
Valor mínimo IVO 0+	0.11 $\pm$ 0.11	0.20 $\pm$ 0.09	0.25 $\pm$ 0.10	0.27 $\pm$ 0.18
Valor máximo IVO 0+	0.57 $\pm$ 0.19	0.73 $\pm$ 0.11	0.80 $\pm$ 0.10	0.82 $\pm$ 0.18
Velocidad de máxima preferencia 0+	0.34 $\pm$ 0.13	0.43 $\pm$ 0.11	0.50 $\pm$ 0.11	0.57 $\pm$ 0.14
Amplitud IVO 1+	0.39 $\pm$ 0.16	0.51 $\pm$ 0.13	0.55 $\pm$ 0.09	0.37 $\pm$ 0.23
Valor mínimo IVO 1+	0.03 $\pm$ 0.05	0.06 $\pm$ 0.06	0.09 $\pm$ 0.04	0.07 $\pm$ 0.06
Valor máximo IVO 1+	0.34 $\pm$ 0.23	0.56 $\pm$ 0.15	0.64 $\pm$ 0.05	0.44 $\pm$ 0.30
Velocidad de máxima preferencia 1+	0.14 $\pm$ 0.14	0.25 $\pm$ 0.13	0.26 $\pm$ 0.04	0.20 $\pm$ 0.17
Amplitud IVO 2+	0.00 $\pm$ 0.00	0.45 $\pm$ 0.00	0.45 $\pm$ 0.00	0.35 $\pm$ 0.17
Valor mínimo IVO 2+	0.00 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	0.05 $\pm$ 0.00	0.03 $\pm$ 0.03
Valor máximo IVO 2+	0.15 $\pm$ 0.00	0.50 $\pm$ 0.00	0.50 $\pm$ 0.00	0.38 $\pm$ 0.20
Velocidad de máxima preferencia 2+	0.00 $\pm$ 0.00	0.20 $\pm$ 0.00	0.20 $\pm$ 0.00	0.13 $\pm$ 0.12
Amplitud IVO >2+	0.25 $\pm$ 0.00	0.52 $\pm$ 0.00	0.52 $\pm$ 0.00	0.42 $\pm$ 0.14
Valor mínimo IVO >2+	0.00 $\pm$ 0.00	0.13 $\pm$ 0.00	0.14 $\pm$ 0.02	0.10 $\pm$ 0.09
Valor máximo IVO >2+	0.25 $\pm$ 0.00	0.65 $\pm$ 0.00	0.65 $\pm$ 0.00	0.52 $\pm$ 0.23
Velocidad de máxima preferencia >2+	0.03 $\pm$ 0.00	0.35 $\pm$ 0.00	0.35 $\pm$ 0.00	0.24 $\pm$ 0.19
Amplitud IVO >1+	0.23 $\pm$ 0.14	0.41 $\pm$ 0.14	0.48 $\pm$ 0.25	
Valor mínimo IVO >1+	0.00 $\pm$ 0.00	0.02 $\pm$ 0.04	0.00 $\pm$ 0.01	
Valor máximo IVO >1+	0.23 $\pm$ 0.14	0.42 $\pm$ 0.15	0.48 $\pm$ 0.25	
Velocidad de máxima preferencia >1+	0.07 $\pm$ 0.08	0.12 $\pm$ 0.10	0.10 $\pm$ 0.08	

## 2.4. Discusión

El uso del hábitat por la Trucha Común ha sido selectivo y dependiente del tamaño corporal, de la disponibilidad del medio y de las interacciones entre las variables de microhábitat.

Se han observado grandes diferencias en el uso del hábitat entre las distintas clases de edad estudiadas, lo cual coincide con los resultados obtenidos en trabajos anteriores (Heggenes 1988, Greenberg *et al.* 1996). Esto indica que la preferencia y uso del hábitat dependen de la etapa de desarrollo, modificándose a lo largo de la vida del individuo, por lo que deben elaborarse curvas de idoneidad de hábitat de forma específica para las distintas clases de edad.

Los resultados mostraron que el uso del microhábitat por parte de la Trucha Común está altamente influido por la disponibilidad existente en el medio, lo que corrobora las conclusiones alcanzadas en trabajos previos (Heggenes *et al.* 1991, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994). Además, se han observado diferencias en el uso de una determinada variable del hábitat entre localidades que presentaban una disponibilidad similar. Ello indica la existencia de interacciones entre las distintas variables que caracterizan el microhábitat fluvial, hecho encontrado con anterioridad por algunos autores (Mathur *et al.* 1985, Gore & Nestler 1988, Heggenes *et al.* 1996). En consecuencia, las variaciones en la disponibilidad del hábitat provocan variaciones en los patrones de selección de hábitat entre distintos ríos o tramos. Así, se concluye que las curvas de idoneidad de hábitat deben ser específicas de la localidad de estudio, hecho sugerido en numerosos trabajos previos (Moyle & Baltz 1985, Heggenes & Saltveit 1990, Bozek & Rahel 1992, Groshens & Orth 1994, Newcomb *et al.* 1995, Greenberg *et al.* 1996, Glozier *et al.* 1997, Bovee *et al.* 1998, Vismara *et al.* 2001).

Los resultados obtenidos revelaron también un uso selectivo del hábitat en todas las clases de edad, seleccionando las zonas del cauce más favorables aún cuando no fueran las más abundantes. Este uso del hábitat de forma desproporcionada a su disponibilidad justifica y exige la elaboración de curvas de preferencia. En la mayor parte de las localidades se evidenció este uso preferencial del hábitat físico, desarrollándose por tanto curvas de preferencia. En los casos en los que no existía un uso selectivo del hábitat se elaboraron curvas de uso.

Analizando el patrón de selección de las posiciones dentro del cauce de la Trucha Común se observa una segregación entre las distintas clases de edad en función de la profundidad. Las truchas de edad 0+ ocupan las zonas del cauce con menor profundidad, y las de mayor edad y tamaño las zonas más profundas. En cambio, las truchas 1+ habitan las áreas de profundidad intermedia. Se observa así una mayor preferencia por las zonas de pozas según aumenta la edad de las truchas. Esta segregación espacial entre clases de edad a lo largo del gradiente de profundidad ha sido descrita para la Trucha Común en múltiples estudios (Bohlin 1977, Egglisshaw &

Shackley 1982, Baglinière & Arribe-Moutounet 1985, Heggenes 1988, Greenberg *et al.* 1996, Roussel & Bardonnnet 1997), asociándose dicho comportamiento al riesgo de depredación (Bohlin 1977, Power 1987, Schlosser 1987, Bardonnnet & Heland 1994), a la competencia intraespecífica y a la territorialidad (Jenkins 1969, Bachman 1984, Fausch & White 1986, Elliott 1990). Las truchas de mayor edad seleccionan las zonas de pozas porque ofrecen mayor refugio ante posibles depredadores y un mayor espacio para vivir (Wesche *et al.* 1987, Heggenes 1994). Sin embargo, las truchas de menor edad utilizan zonas más someras debido a mecanismos de competencia intraespecífica (son expulsadas de las zonas más profundas por los ejemplares de mayor edad) y para evitar la depredación. La variable profundidad se considera generalmente la variable de microhábitat más importante, ya que la carencia de zonas profundas puede ser un factor limitante en la densidad de las truchas de mayor tamaño, especialmente en ríos pequeños (Kennedy & Strange 1982, Heggenes 1994). En el presente estudio se ha observado una alta correlación entre la longitud de la trucha y la profundidad.

Algunos autores (Jones 1975, Fausch & White 1981, Bridcutt & Giller 1993) han sugerido la hipótesis del uso de las zonas de pozas por las truchas adultas para minimizar el gasto energético o maximizar la ganancia de energía, ya que en estas zonas la velocidad de la corriente es menor. Otros trabajos (Shirvell & Dungey 1983, Rincón & Lobón-Cerviá 1993, Heggenes 1994) indican que la combinación de profundidad y velocidad de corriente es la característica del hábitat físico más determinante en la selección de la posición.

Sin embargo, otros autores señalan que todas las variables del hábitat físico interactúan de diversas formas, variando la importancia de cada una de ellas entre ríos (Cunjak & Power 1986, Heggenes & Saltveit 1990). Este patrón se ajusta en gran medida a los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Las truchas 0+ se encuentran en hábitats con escasa profundidad y velocidad de corriente media o alta. Esto se debe a que las truchas de menor edad se alimentan principalmente en la columna de agua, y debido a su menor tamaño corporal, su habilidad para moverse a largas distancias es menor que en las truchas de mayor tamaño, por lo que seleccionan posiciones dentro del cauce con elevada velocidad de corriente, donde el flujo de alimento resulta mayor, pero cercanas a elementos que puedan ofrecer refugio frente a las altas velocidades. Es decir, seleccionan posiciones con una alta rentabilidad energética. De hecho, en el presente estudio, la selección de hábitat por las truchas 0+ está muy ligada a la presencia de pequeños refugios frente a las altas velocidades de corriente como pequeños huecos en el sustrato, o pequeños bloques o restos leñosos, que pueden servir de refugio a truchas de pequeño tamaño pero no son efectivos para las truchas de mayor tamaño. También ocupan zonas someras en las orillas donde las raíces ofrecen un buen refugio. Esta preferencia por la presencia de elementos que ofrezcan refugio frente a la velocidad de corriente ha sido también



descrita en trabajos anteriores (Heggenes 1988, Bunt *et al.* 1999), aunque contrasta con los resultados obtenidos en otros estudios en los que las truchas 0+ seleccionaban zonas con abundante vegetación acuática que proporciona refugio por aislamiento visual (Kocik & Taylor 1996, Maki-Petays *et al.* 1997, McRae & Diana 2005).

En el otro extremo, las truchas de mayor edad y tamaño seleccionan las zonas del cauce con mayor profundidad, especialmente las zonas de pozas, donde la velocidad de corriente es baja y existe abundante refugio, especialmente refugio combinado que proporcionan las propias pozas o las grandes cornisas que aparecen en las orillas ligadas a pozas laterales. De este modo, seleccionan zonas donde predominan los sustratos de bloques y roca madre, haciendo poco uso de las zonas de sustratos medios y finos, salvo cuando aparecen ligados a zonas de poza. Este comportamiento en el que las truchas utilizan sustratos de mayor tamaño según crecen en edad es similar al descrito en otros estudios (Bohlin 1977, Heggenes 1994, Greenberg *et al.* 1996). Únicamente utilizan otros tipos de hábitats distintos de las pozas cuando existen elementos que puedan proporcionar un refugio efectivo, como son los grandes bloques o troncos dentro del cauce o las cornisas de gran tamaño. De esta forma, la profundidad y la disponibilidad de refugio son los factores más importantes en la selección del hábitat por parte de las truchas de mayor edad.

Las truchas 1+ utilizan las zonas del cauce de características de hábitat intermedias con profundidad media y velocidad de corriente media o baja, y predominio de bloques y roca madre, aunque hacen un uso mayor de las zonas de piedras y gravas que las truchas de edad superior. Aparecen ligadas a zonas donde existe refugio, especialmente frente a la velocidad de corriente cuando ocupan zonas de velocidades medias o altas. En general, utilizan como refugio elementos de tamaño intermedio que resultarían poco eficientes para proteger a truchas de mayor tamaño.

Se puede concluir que la selección del microhábitat de la Trucha Común sigue un patrón dependiente del tamaño corporal. A medida que aumenta el tamaño utilizan zonas de mayor profundidad y menor velocidad de corriente, así como sustratos de mayor tamaño, disminuyendo el uso de zonas de grava y piedra. La selección de la posición dentro del cauce por parte de las distintas clases de edad está muy ligada también a la presencia de los diferentes tipos de refugio. Así, las truchas de mayor tamaño sólo utilizan zonas donde existe una elevada disponibilidad de refugio.

Estas diferencias en el comportamiento entre las truchas de distintas clases de edad en la selección del hábitat quedan reflejadas en las curvas de idoneidad de hábitat elaboradas. El análisis comparado de las diferentes curvas desarrolladas en las localidades estudiadas permite así mismo observar la influencia de la disponibilidad del medio en la selección del hábitat.

De forma general se observó que la amplitud del intervalo óptimo de profundidades, profundidad óptima mínima y máxima, y la profundidad de máxima preferencia se encuentran correlacionadas positiva y significativamente con las profundidades media y máxima de la localidad en todas las clases edad analizadas. Cuando el rango de profundidades crece, la profundidad óptima mínima aumenta para todas las clases de edad, salvo para las truchas 0+ que presentan una profundidad óptima mínima bastante constante, independientemente de la profundidad media y máxima de la localidad. Esta profundidad óptima mínima es también relativamente constante para las truchas de clases de edad mayores de 0+ cuando las profundidades disponibles son medias o bajas, aumentando significativamente sólo cuando las profundidades son elevadas, pues está muy influida por el refugio disponible.

Al aumentar las profundidades media y máxima, se amplía el intervalo de profundidades óptimas, así como es mayor la profundidad de máxima preferencia para todas las clases de edad. Sin embargo, a pesar de este aumento, sólo se producen diferencias significativas en el tamaño del intervalo de profundidades óptimas y en la profundidad de máxima preferencia entre localidades cuando la diferencia en la disponibilidad del medio es muy acusada. En condiciones intermedias, el intervalo de profundidades óptimas y la profundidad más preferida son relativamente constantes, estando las variaciones entre localidades relacionadas con el resto de características físicas del hábitat, velocidad, refugio y sustrato.

La amplitud del intervalo de profundidades óptimas muestra una gran variabilidad entre localidades. Cuando la profundidad media del tramo es muy baja, este intervalo es muy estrecho, incrementándose significativamente al aumentar la profundidad del tramo. Sin embargo, estas diferencias sólo se hacen patentes cuando la profundidad media del tramo es alta y la profundidad máxima es elevada y, por tanto, el rango de profundidades disponibles es grande. La amplitud del intervalo de profundidades óptimas para las truchas de clases de edad mayores de 1+ aumenta también con la profundidad del tramo, aunque depende especialmente de la presencia de pozas y de la máxima profundidad de éstas, así como de la presencia de refugio que permita el uso de zonas de menor profundidad, lo que explica la gran variabilidad existente entre localidades.

La profundidad de máxima preferencia también aumenta cuando el rango de profundidades disponibles en el tramo es mayor. No obstante, este aumento es significativo únicamente cuando existen grandes diferencias en la disponibilidad entre localidades. En las truchas de mayor edad, la profundidad de máxima preferencia aumenta considerablemente al aumentar el rango de disponibilidad en el tramo. En general, cuando el rango de profundidades disponibles es elevada y las profundidades máximas son superiores a un metro, la máxima preferencia de las truchas adultas se alcanza alrededor de los 60-70 cm de profundidad, los juveniles seleccionan preferentemente profundidades entre 40 y 50 cm y los alevines entre 20 y 30 cm.

El patrón espacial de selección de la posición dentro del cauce por la Trucha Común en función de la velocidad de corriente es más complejo, ya que se encuentra fuertemente influido por el refugio disponible. Las diferencias existentes en la velocidad media y en el rango de velocidades entre las localidades estudiadas no produjeron un cambio significativo en la amplitud del intervalo de velocidades óptimas en ninguna clase de edad. La velocidad óptima máxima y la velocidad de máxima preferencia aumentaban significativamente cuando las diferencias en la distribución de velocidades son muy acusadas. No obstante, estas diferencias no existen en las curvas elaboradas para las truchas de mayor edad. De hecho, existe una gran variabilidad en las curvas obtenidas en todas las clases de edad. De forma general, se produce un incremento de la amplitud del intervalo de velocidades óptimas, así como un aumento de la velocidad de máxima preferencia, exclusivamente en las localidades que presentan velocidades de corriente muy elevadas y que además tienen una gran abundancia de refugio disponible frente a estas altas velocidades.

#### *Comparación con otras curvas de idoneidad de hábitat existentes en la bibliografía*

Se ha llevado a cabo una comparación de los patrones generales detectados en la selección de hábitat de las poblaciones de Trucha Común en Navarra y algunas curvas de idoneidad de hábitat existentes en la bibliografía (Tablas 2.4.1 y 2.4.2). Para cubrir un amplio espectro de condiciones de hábitat se han utilizado para la comparación curvas elaboradas en ríos tanto de Europa, desde ríos nórdicos hasta de ambientes mediterráneos y atlánticos, como de Estados Unidos y Nueva Zelanda. Se han comparado curvas pertenecientes a las tres categorías de curvas de idoneidad de hábitat existentes en función de los datos utilizados para su elaboración (categoría I: datos existentes en la literatura o en base al juicio de expertos; categoría II: datos de uso; categoría III: datos de uso corregidos por la disponibilidad del medio). De las curvas de idoneidad de hábitat pertenecientes a la categoría I, las elaboradas por Raleigh *et al.* (1986) y por Studley & Spina (1992) fueron desarrolladas a partir de datos de uso existentes en trabajos previos, mientras que las de Chaveroche *et al.* (1989) se elaboraron a partir del juicio de expertos.

Las curvas desarrolladas en el presente estudio para la etapa de alevín (clase de edad 0+) se han comparado con ocho curvas de idoneidad de hábitat, dos pertenecientes a la categoría I, cuatro a la categoría II y dos a la categoría III. Las curvas elaboradas para la etapa de juvenil (clase de edad 1+) se compararon con doce curvas de idoneidad de hábitat, tres de la categoría I, cuatro de la categoría II y cinco de la categoría III. Por último, las curvas de idoneidad de hábitat para la etapa de adulto se compararon con trece curvas de idoneidad de hábitat, tres pertenecientes a la categoría I y cinco a las categorías II y III.

**Tabla 2.4.1.1.** Resumen de la información existente en la literatura en relación a las curvas de idoneidad de hábitat para la profundidad. Se indica la referencia del trabajo, país y categoría de la curva. Se indica también la profundidad máxima (en cm) de la zona de estudio, y el intervalo de profundidades óptimas y el óptimo absoluto para las etapas de desarrollo de alevín, juvenil y adulto.

Trabajo	País	Categoría curva	Disponibilidad máximo	Alevín			Juvenil			Adulto		
				Intervalo óptimo	Óptimo		Intervalo óptimo	Óptimo		Intervalo óptimo	Óptimo	
Teixeira <i>et al.</i> 2006	Portugal	II	>200				50-150	90-110				
Strakosh <i>et al.</i> 2003	Estados Unidos, Nueva Inglaterra	II	170							>50	60-110	
Vismara <i>et al.</i> 2001	Italia	III	90				>30	90		>60	90	
Gibbins <i>et al.</i> 2000	Inglaterra	II		10-80	15-60							
Roussel <i>et al.</i> 1999	Francia	III	72.5				22-47	35				
Denslinger <i>et al.</i> 1998	Estados Unidos, Pennsylvania	III		2-22	5-20		20-60	35-45		30-150	50-80	
Maki-Petays <i>et al.</i> 1997	Finlandia	III	75	10-45	15-35		35-70	60		>65	75	
Johnson <i>et al.</i> 1995	Inglaterra	II		30-70	35-60					35-110	40-80	
Hayes & Jowett 1994	Nueva Zelanda	III	225							70-130	100	
Harris <i>et al.</i> 1992	Estados Unidos, Wyoming	II		7-15	9							
Normandeu As. 1992	Estados Unidos	II					30-110	90		55-160	80-120	
Studley & Spina 1992	Estados Unidos	I					>20	>30		>45	>60	
Belaud <i>et al.</i> 1989	Francia	II		12-45	15-30		15-45	30		25-55	37.5	
Chaveroche <i>et al.</i> 1989	Global	I		10-35	20		15-80	30-50		>30	>75	
Smith & Aceituno 1987	Estados Unidos, California	III					>30	50		>50	>90	
Raleigh <i>et al.</i> 1986	Estados Unidos	I	400	30-90	40-50		30-105	90		35-115	80	
Bovee 1978	Estados Unidos	II	>200	10-75	25-50		15-95	23-85		>30	>75	

**Tabla 2.4.2.** Resumen de la información existente en la literatura en relación a las curvas de idoneidad de hábitat para la velocidad de corriente. Se indica la referencia del trabajo, país y categoría de la curva. Se indica también la velocidad de corriente máxima (en m s<sup>-1</sup>) de la zona de estudio, y el intervalo de velocidades óptimas y el óptimo absoluto para las etapas de desarrollo de alevín, juvenil y adulto.

Trabajo	País	Categoría curva	Disponibilidad		Alevín		Juvenil		Adulto	
			máximo		Intervalo óptimo	Óptimo	Intervalo óptimo	Óptimo	Intervalo óptimo	Óptimo
Teixeira <i>et al.</i> 2006	Portugal	II	1.20				0.05-0.45	0.20-0.25		
Strakosh <i>et al.</i> 2003	Estados Unidos. Nueva Inglaterra	II	1.30						0.10-0.70	0.20-0.65
Vismara <i>et al.</i> 2001	Italia	III	1.00				0.00-0.65	0.20	0.00-0.70	0.00
Gibbins <i>et al.</i> 2000	Inglaterra	II			0.025-0.3	0.10-0.25				
Roussel <i>et al.</i> 1999	Francia	III	0.75				0.20-0.50	0.35		
Denslinger <i>et al.</i> 1998	Estados Unidos. Pennsylvania	III			0.00-0.05	0.00-0.02	0.00-0.60	0.20-0.30	0.00-0.70	0.20-0.30
Maki-Petays <i>et al.</i> 1997	Finlandia	III	>0.80		0.15-0.75	0.30	0.10-0.50	0.25	0.10-0.60	0.40
Johnson <i>et al.</i> 1995	Inglaterra	II			0.20-0.65	0.25-0.60			0.10-0.45	0.15-0.40
Hayes & Jowett 1994	Nueva Zelanda	III	>1.00						0.30-0.60	0.50
Harris <i>et al.</i> 1992	Estados Unidos. Wyoming	II			0.00-0.10	0.03				
Normandeu As. 1992	Estados Unidos	II					0.00-0.50	0.15	0.02-0.35	0.15
Studley & Spina 1992	Estados Unidos	I					0.05-0.30	0.20	0.00-0.10	0.00
Belaud <i>et al.</i> 1989	Francia	II			0.00-0.40	0.00-0.10	0.00-0.45	0.00	0.00-0.30	0.00-0.10
Chaveroche <i>et al.</i> 1989	Global	I			0.00-0.60	0.00-0.15	0.00-0.80	0.00-0.30	0.00-1.00	0.30-0.45
Smith & Aceituno 1987	Estados Unidos. California	III					0.00-0.40	0.00	0.00-0.50	0.00-0.20
Raleigh <i>et al.</i> 1986	Estados Unidos	I	1.50		0.10-0.35	0.20	0.00-0.50	0.20	0.02-0.40	0.15
Bovee 1978	Estados Unidos	II			0.00-0.50	0.00-0.35	0.00-0.40	0.00-0.10	0.00-0.40	0.00-0.30

En relación a las curvas de idoneidad de hábitat de la variable profundidad para los alevines se distinguen tres patrones diferentes: 1) Un primer tipo de curvas que presentan unos intervalos de profundidades óptimos muy amplios, abarcando desde profundidades bajas (10 cm) hasta muy elevadas (90 cm). Los intervalos de máxima idoneidad son también muy amplios, abarcando profundidades bajas y medias, entre 15 y 60 cm. Estas curvas presentadas en los trabajos de Bovee (1978), Raleigh *et al.* (1986), Johnson *et al.* (1995) y Gibbins *et al.* (2000) son curvas de uso; 2) Las curvas pertenecientes al segundo patrón presentan unos rangos de profundidades óptimas muy estrechos, abarcando profundidades bajas y muy bajas, con valores de máxima idoneidad a profundidades inferiores a 20 cm. Este tipo de curvas aparecen descritas en los trabajos de Harris *et al.* (1992) y Denslinger *et al.* (1998), siendo tanto curvas de uso como de preferencia; 3) Por último, un tercer patrón de curvas que se caracterizan por tener una amplitud del intervalo óptimo intermedia, abarcando profundidades medias y bajas, entre 10-45 cm, con el máximo entre 15-35 cm. Las curvas elaboradas por Belaud *et al.* (1989), Chaverroche *et al.* (1989) y Maki-Petays *et al.* (1997) responden a este patrón, y pertenecen a las tres categorías de curvas de idoneidad de hábitat.

En general, las curvas elaboradas en el presente trabajo se asemejan a los patrones 2 y 3. Las curvas desarrolladas en las localidades con baja o muy baja profundidad media y con escasa profundidad máxima se asimilan a las curvas del segundo tipo (Harris *et al.* 1992, Denslinger *et al.* 1998), mientras que cuando la disponibilidad del medio es mayor, las curvas son similares a las del tercer patrón (Belaud *et al.* 1989, Chaverroche *et al.* 1989, Maki-Petays *et al.* 1997). Sin embargo, ninguna de las curvas elaboradas en el presente estudio se asemeja al primer patrón de curvas. Las curvas pertenecientes a este primer patrón son curvas de uso, realizadas a partir de datos tomados en ríos con una amplia disponibilidad de profundidades. En las localidades estudiadas en el presente trabajo en las que se alcanzaban profundidades máximas muy elevadas, se observó un amplio rango de uso por los alevines, utilizando también zonas del cauce muy profundas. Sin embargo, la mayor parte de los individuos seleccionaban las zonas de profundidades medias o bajas, por lo que tras corregir los datos de uso con la disponibilidad, la máxima preferencia se alcanza en ese intervalo de profundidades medias o bajas.

En relación con las curvas de idoneidad de hábitat de la variable profundidad para los juveniles se pueden distinguir dos grupos de curvas: 1) Un primer patrón de curvas que se caracterizan por no considerar a la profundidad como un factor limitante para la presencia de juveniles porque después de alcanzar el máximo valor del índice de idoneidad, este se mantiene constante para cualquier profundidad superior. Este tipo de curvas aparecen en los trabajos de Studley & Spina (1992) y Vismara *et al.* (2001); 2) Un segundo tipo de curvas que presentan distribuciones en forma de campana, con una primera fase del índice de idoneidad creciente, seguida de una decreciente tras alcanzarse el valor máximo.

De forma general, las curvas obtenidas en el presente estudio muestran el primer patrón anteriormente descrito cuando el rango de profundidades disponibles en el medio es pequeño, por lo que las profundidades máximas presentes no se consideran limitantes para los juveniles. Cuando el rango de profundidades disponibles es amplio, las curvas presentan un patrón del segundo tipo, salvo el caso de las curvas del río Irati que son la excepción. Dentro del segundo patrón se puede distinguir varios patrones diferentes. Existe un primer grupo de curvas (Bovee 1978, Raleigh *et al.* 1986, Chaverroche *et al.* 1989, Normandeu Associates 1992, Teixeira *et al.* 2006) en las que el intervalo de profundidades óptimo es muy amplio, superior a 65 cm, abarcando el intervalo desde profundidades bajas, de 15 cm, hasta profundidades muy elevadas, superiores a los 100 cm de profundidad. La curva elaborada por Teixeira *et al.* (2006) aparece desplazada hacia profundidades más elevadas. Todas estas curvas, salvo la de Chaverroche *et al.* (1989), son curvas de uso. En segundo lugar, existe un tipo de curvas que presentan un intervalo óptimo estrecho, abarcando profundidades bajas y medias, entre 15 y 50 cm, con el óptimo a profundidades bajas, de 30-35 cm (Belaud *et al.* 1989, Roussel *et al.* 1999). Finalmente, se puede distinguir un tercer patrón intermedio entre los dos anteriores (Smith & Aceituno 1987, Maki-Petays *et al.* 1997, Denslinger *et al.* 1998), con una amplitud del intervalo óptimo intermedia y con el máximo valor de idoneidad a profundidades medias. Las curvas elaboradas en el presente estudio en localidades con un rango de profundidades amplio, resultan similares a las del segundo y tercer grupo, variando en función del rango de profundidades disponibles. En las localidades de mayor profundidad máxima, el rango de profundidades utilizado por los juveniles es muy grande, apareciendo en profundidades superiores a 100 cm. Sin embargo, seleccionan preferentemente las zonas de profundidad media, por lo que la forma de las curvas difiere de las del primer patrón existente en la bibliografía.

En relación a las curvas de idoneidad de hábitat de la variable profundidad para las truchas adultas, se pueden distinguir los dos grupos comentados anteriormente para los juveniles: 1) Las curvas en las que la profundidad no se considera un factor limitante para la presencia de truchas adultas; y en las que tras alcanzarse el máximo valor del índice de idoneidad, éste se mantiene para cualquier profundidad superior, presentadas por Bovee (1978), Smith & Aceituno (1987), Chaverroche *et al.* (1989), Studley & Spina (1992), Maki-Petays *et al.* (1997) y Vismara *et al.* (2001). La profundidad óptima mínima es muy variable, mientras que la profundidad de máxima idoneidad se sitúa siempre por encima de los 60 cm; 2) Las curvas donde se presentan distribuciones en forma de campana, con una primera fase del índice de idoneidad creciente, seguida de una decreciente tras alcanzarse el intervalo de máximo valor, mostradas en el resto de trabajos comparados (Raleigh *et al.* 1986, Belaud *et al.* 1989, Normandeu Associates 1992, Hayes & Jowett 1994, Johnson *et al.* 1995, Denslinger *et al.* 1998, Strakosh *et al.* 2003). Todas las curvas de este segundo grupo presentan unos intervalos de profundidades óptimas, así como un rango de profundidades de máxima idoneidad muy

amplios, salvo la curva elaborada por Belaud *et al.* (1989) que difiere totalmente del resto de curvas citadas. Las profundidades de máxima idoneidad se presentan entre los 40-120 cm, siendo función de la máxima profundidad disponible, lo que de nuevo demuestra la importancia de la disponibilidad del medio en la selección de hábitat.

Las curvas desarrolladas en el presente trabajo para la profundidad siguen un patrón del primer tipo, ya que dentro del rango de profundidades muestreadas, no se la considera como un factor limitante para las truchas adultas. Los valores de profundidad óptima mínima y de máxima idoneidad dependen, como se comentó en el apartado anterior, de la profundidad media, y especialmente, de la profundidad máxima del tramo, además de estar interrelacionada con otras características físicas del hábitat, como el refugio disponible. Cuando existe un amplio rango de profundidades disponibles, las profundidades de máxima idoneidad se sitúan por encima de los 70 cm.

Como se observa en la Tabla 2.4.2, las curvas de idoneidad que existen en la bibliografía para la velocidad de corriente también resultan muy variadas.

En las curvas existentes en la bibliografía para los alevines se pueden distinguir dos patrones diferentes: 1) Un primer tipo de curvas con un rango de velocidades óptimas muy amplio que abarca velocidades desde bajas a altas, presentadas en los trabajos de Bovee (1978), Chaverroche *et al.* (1989), Johnson *et al.* (1995) y Maki-Petays *et al.* (1997). Dentro de este grupo, las curvas de Bovee (1978) y Chaverroche *et al.* (1989) muestran unas velocidades de máxima idoneidad bajas, mientras que en las de Johnson *et al.* (1995) y Maki-Petays *et al.* (1997), la máxima idoneidad se alcanza a velocidades medias; 2) En un segundo grupo se encontrarían el resto de curvas (Raleigh *et al.* 1986, Belaud *et al.* 1989, Harris *et al.* 1992, Denslinger *et al.* 1998, Gibbins *et al.* 2000), en las que el intervalo óptimo es estrecho y abarca desde velocidades muy bajas a bajas y medias, con la máxima idoneidad a velocidades muy bajas.

Las curvas desarrolladas en el presente estudio siguen, de forma general, el primer patrón descrito, presentando una mayor similitud con las curvas descritas por Johnson *et al.* (1995) y Maki-Petays *et al.* (1997), ya que normalmente describen bajos valores de idoneidad para velocidades inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ . No obstante, en algunas localidades con velocidades medias y máximas bajas, las curvas construidas siguen un patrón del segundo tipo.

En relación a las curvas de idoneidad de hábitat de la variable velocidad de corriente para los juveniles, las curvas existentes en la bibliografía presentan patrones similares entre sí. De este modo, presentan un intervalo óptimo que incluye desde velocidades muy bajas hasta medias y altas, siendo la curva elaborada por Roussel *et al.* (1999) la que exhibe una mayor desviación respecto a este patrón, ya que muestra valores de idoneidad muy bajos para velocidades de corriente inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ .



Las curvas descritas por Chaverroche *et al.* (1989), Denslinger *et al.* (1998) y Vismara *et al.* (2001) presentan un intervalo óptimo más amplio, mientras que la curva de Studley & Spina (1992) es la que muestra un rango óptimo más estrecho. Dentro de este patrón general se pueden distinguir las curvas obtenidas por Bovee (1978), Smith & Aceituno (1987) y Belaud *et al.* (1989) del resto de curvas, por alcanzar la máxima idoneidad a velocidades muy bajas, inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ , mientras que en el resto de las curvas el máximo se obtiene a velocidades mayores, entre  $0.15$  y  $0.35 \text{ m s}^{-1}$ .

Las curvas elaboradas en el presente estudio, con amplios intervalos óptimos y máxima preferencia a velocidades medias y bajas, se asemejan a las descritas por Chaverroche *et al.* (1989) Denslinger *et al.* (1998) y Vismara *et al.* (2001). Sin embargo, también existen curvas que siguen un patrón similar al descrito en Bovee (1978), Smith & Aceituno (1987) y Belaud *et al.* (1989). El patrón seguido por las curvas dependerá tanto de la distribución de velocidades en el medio como del refugio disponible. Cuando el rango de velocidades tolerables es amplio y la cantidad de refugio frente a las altas velocidades es elevado, el intervalo de velocidades óptimas para los juveniles se hace más grande, y viceversa.

En último lugar, en relación a las curvas de idoneidad de la variable velocidad de corriente para las truchas adultas, se pueden distinguir tres patrones diferentes: 1) Un primer grupo de curvas en las que se describe un intervalo de velocidades muy amplio, que incluye velocidades desde muy bajas hasta altas, entre  $0$  y  $0.7 \text{ m s}^{-1}$  (Chaverroche *et al.* 1989, Hayes & Jowett 1994, Maki-Petays *et al.* 1997, Denslinger *et al.* 1998, Vismara *et al.* 2001, Strakosh *et al.* 2003). En dichas curvas la máxima idoneidad se alcanza a velocidades medias, salvo en el trabajo de Vismara *et al.* (2001), que describe el máximo a velocidades muy bajas, de  $0 \text{ m s}^{-1}$ ; 2) Un segundo grupo está formado por la curva presentada en el trabajo de Studley & Spina (1992), en la que al contrario del caso anterior, el intervalo óptimo es muy estrecho, incluyendo únicamente velocidades muy bajas, inferiores a  $0.1 \text{ m s}^{-1}$ ; 3) Finalmente, un último tipo de curvas en las que se muestra un intervalo óptimo de longitud intermedia, abarcando velocidades muy bajas a medias, en los que la máxima idoneidad se sitúa entre  $0$  y  $0.4 \text{ m s}^{-1}$ , elaboradas por Bovee (1978), Raleigh *et al.* (1986), Smith & Aceituno (1987), Belaud *et al.* (1989), Normandeu Associates (1992) y Johnson *et al.* (1995).

En el presente estudio se desarrollaron curvas de idoneidad para las truchas adultas muy variadas, existiendo ejemplos que se pueden encuadrar dentro de cualquiera de los tres patrones descritos, lo que de nuevo muestra la influencia de las condiciones locales del medio en la selección del hábitat físico por parte de la Trucha Común.

“PHABSIM describes flow-dependent changes in physical components of the system and translates them into an estimate of the quality and quantity of microhabitat for aquatic organisms... PHABSIM results may best be viewed as an indicator of population potential in systems where the habitat conditions described in PHABSIM are major population constraints”

Bovee *et al.* 1998

### 3. Simulación del hábitat

---

### 3. Simulación del hábitat físico

---

#### 3.1. Introducción

Los estudios acerca de las relaciones entre las comunidades de peces y su hábitat sugieren que los patrones de distribución de las comunidades dependen de diferentes variables, tales como la anchura del río y la pendiente (Huet 1959), la profundidad (Sheldon 1968), el alimento disponible, la temperatura y variables geomorfológicas (Vernaux 1977) o la variabilidad espacial y temporal de las variables hidráulicas y del régimen de caudales (Gorman & Karr 1978, Horwitz 1978, Poff & Allan 1995).

Para poder afrontar la dificultad de identificar los factores clave que determinan la estructura de las comunidades de peces se han desarrollado modelos que permitan predecir algunas de las características de las poblaciones de peces. Debido a la alteración en el régimen natural de los caudales existente de forma extensiva en los ríos de todo el mundo, estas aproximaciones se centran en modelos que relacionan las comunidades de peces con las variables hidráulicas de los ríos (Lamouroux *et al.* 1999).

En consecuencia, el objetivo esencial de tales modelos es el de relacionar los componentes biológicos del sistema fluvial con su régimen de caudales. La hidrología juega un papel clave a la hora de determinar la composición, distribución y diversidad de la comunidades acuáticas, ya que el régimen de caudales determina en gran manera la calidad y cantidad de hábitat físico disponible para los organismos acuáticos (Bunn & Arthington 2002). De hecho, la complejidad del hábitat está considerada como uno de los principales factores que afectan a la diversidad de las comunidades de peces (Gorman & Karr 1978, Angermeier 1987, Bunn & Arthington 2002), pues hábitats heterogéneos ofrecen una mayor disponibilidad de recursos (Wootton 1990). Por otra parte, el régimen de caudales también tiene una influencia directa en las condiciones físicas (geomorfología) y químicas (calidad del agua) de los ríos.

El primer modelo desarrollado de simulación del hábitat fue el PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*, Milhous 1979, Milhous *et al.* 1981, 1984, 1989), que consiste en un conjunto de aplicaciones informáticas utilizadas para relacionar cambios en el caudal o en la estructura del cauce con cambios en la disponibilidad del hábitat físico (Bovee 1982). Es una herramienta técnica capaz de relacionar cuantitativamente el hábitat potencialmente útil para especies acuáticas con el caudal circulante. Se trata de una aplicación informática que integra un modelo de simulación hidráulica con un modelo de las preferencias de las especies a estudiar. De la conjunción de ambos modelos se obtiene como resultado las curvas de Área Ponderada Útil (*Weighted Usable Area*) o Hábitat Potencial Útil (HPU) en función del caudal circulante.

El PHABSIM presenta los siguientes principios básicos (Bovee 1982):

- 1) Cada especie exhibe preferencias dentro del rango de las condiciones del hábitat que puede tolerar.
- 2) Estos rangos pueden ser definidos para cada especie.
- 3) El área de río que puede proveer esas condiciones puede ser cuantificada como una función de la estructura del cauce y del caudal circulante.

A la hora de modelizar el hábitat se asume que las especies reaccionarán a los cambios producidos en su entorno hidráulico. Este supuesto se basa en principios ecológicos que han sido demostrados como válidos en múltiples estudios (Jowett 1992, Jager *et al.* 1993, Nehring & Anderson 1993, Railsback *et al.* 1993, Bovee *et al.* 1994, Stalnaker *et al.* 1995, Studley *et al.* 1995).

En vista a lo comentado anteriormente se desprende que la validez de las simulaciones del hábitat realizadas depende en gran medida de la precisión y fiabilidad de los modelos de selección de hábitat utilizados. Para modelizar el comportamiento de las especies y de sus distintas etapas de desarrollo en la selección del hábitat se utilizan generalmente curvas de requerimiento o de idoneidad de hábitat (ver capítulo anterior).

Está extensamente documentada la variabilidad espacial en la abundancia de truchas, especialmente entre distintos mesohábitats, lo que de nuevo ilustra la relación existente entre la dinámica de las poblaciones de peces y la calidad del hábitat (Baran *et al.* 1997). De hecho, existen numerosos estudios que han encontrado una relación lineal y positiva entre el Hábitat potencial útil y la abundancia de diversas especies de salmónidos (Nehring 1979, Stalnaker 1979 y Loar 1984 citados en Conder & Annear 1987, Jowett 1992, Nehring & Anderson 1993, Milhous 1999). Por ello, el desarrollo de estos modelos numéricos ha permitido cuantificar la potencialidad que un hábitat físico presenta para las diferentes etapas del desarrollo de la Trucha Común.

La relación entre el Hábitat potencial útil y la abundancia de truchas permite estimar la capacidad de carga a lo largo de los ecosistemas fluviales (Orth 1987), ya que ésta se podría definir como la máxima densidad o biomasa que puede ser soportada por un determinado tramo de río para un valor determinado de Hábitat potencial útil (Capra *et al.* 2003). Sin embargo, es evidente que la biomasa de truchas de un río en un momento determinado depende de múltiples factores bióticos y abióticos, cuya evolución a lo largo del tiempo determina la dinámica de la población.

A pesar de la amplia difusión y del uso extensivo de los modelos de simulación del hábitat, estos han generado grandes críticas desde que fueron introducidos formalmente, señalando algunos autores fuertes contradicciones en sus asunciones básicas (por ejemplo, Mathur *et al.* 1985, Shirvell 1986, Scott & Shirvell 1987, Gore & Nestler 1988). La crítica más importante es la asunción de una relación lineal y positiva entre el hábitat potencial útil y la abundancia de peces. A pesar de que algunos estudios,

citados anteriormente, han probado como válida dicha asunción, algunos autores la consideran errónea, ya que existen otras experiencias que demuestran la existencia de una correlación mucho menor o incluso negativa (Orth & Maughan 1982, Shirvell & Morantz 1983, Irvine *et al.* 1987).

El objetivo global del presente capítulo se centra en la realización de simulaciones del hábitat mediante el PHABSIM en las 37 localidades estudiadas pertenecientes a los 22 principales ríos trucheros de la cuenca del Ebro perteneciente a Navarra para obtener las funciones que relacionan el hábitat potencial útil disponible para cada etapa de desarrollo de Trucha Común con el caudal circulante durante el periodo estival. Los objetivos específicos del capítulo consisten en identificar los factores que determinan las variaciones espaciales y temporales del HPU y evaluar las principales críticas a los supuestos básicos que subyacen al uso de los sistemas de simulación del hábitat físico. En especial, se analizará la relación existente entre el HPU y la densidad de Trucha Común, ya que dicha relación es el nexo principal entre la disponibilidad de hábitat y la determinación de la capacidad de carga, objetivo final de la presente tesis.

## 3.2. Material y métodos

### 3.2.1 Área de estudio

La zona de estudio engloba todos los ríos de la cuenca del Ebro perteneciente a Navarra que albergan poblaciones de Trucha Común. Dentro del área de estudio se han analizado 37 localidades de muestreo repartidas por las subcuencas de los ríos Aragón, Arga y Ega (ver apartado 2.2.1 del capítulo 2).

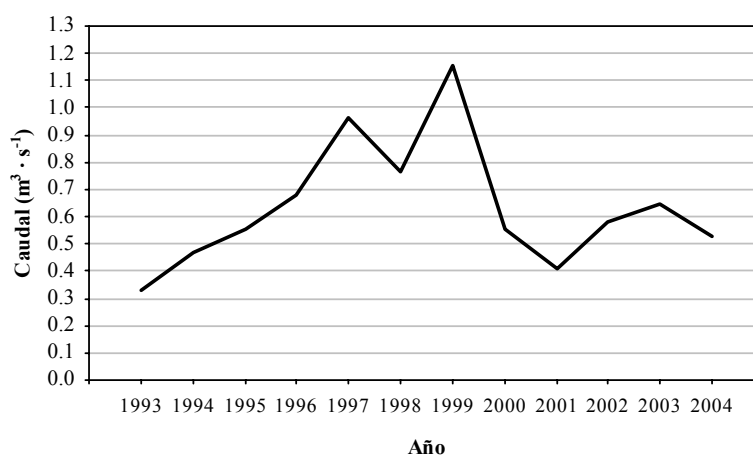
A continuación se describen las condiciones hidrológicas de las cuencas estudiadas, así como los datos utilizados para realizar las simulaciones.

### Cuenca del Aragón

#### Río Eska

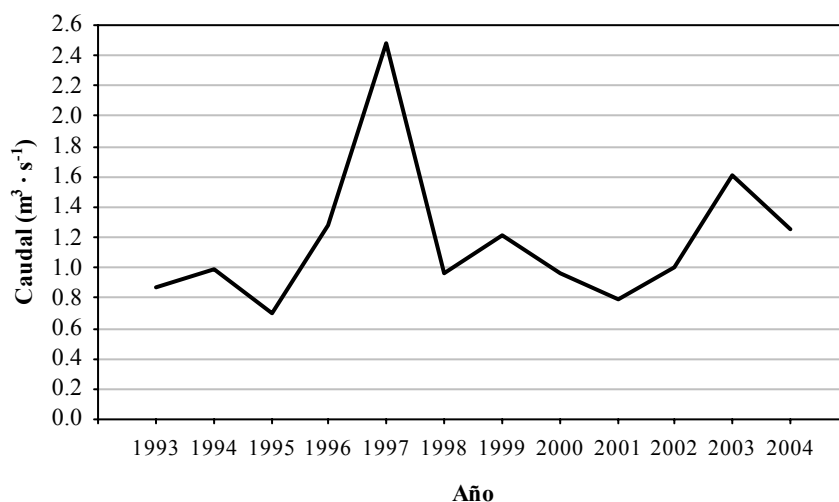
En la cuenca existen dos estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de tiempo en estudio, la estación de Eska en Isaba y la de Eska en Sigüés, ambas pertenecientes a la Confederación Hidrográfica del Ebro (códigos 268 y 63, respectivamente). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Isaba para caracterizar los puntos de muestreo de Eska en Isaba (110), Eska en Roncal (120), Belagua en Belagua (210) y Uztárroz en Uztárroz (320), mientras que la estación de Sigüés ha servido de referencia para el punto de Eska en Burgui (130).

Durante el periodo de estudio, el caudal medio estival en la estación de Isaba (110) fue de  $0.64 \pm 0.23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , alcanzándose en 1997 y 1999 los máximos valores de la serie. En el año 1993 se produjo el mínimo caudal medio estival, con un valor de  $0.33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.1).



**Figura 3.2.1.1.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Eska en Isaba (268).

Los valores de caudal en Sigüés (63) son muy superiores a los registrados en Isaba. El caudal medio estival es de  $1.18 \pm 0.48 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . A diferencia de lo ocurrido en Isaba, el máximo valor de la serie se produjo en 1997, siendo el año 2003 el segundo más elevado. Los caudales medios mínimos se registraron en 1995 y 2001, con caudales medios inferiores a  $0.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.2).

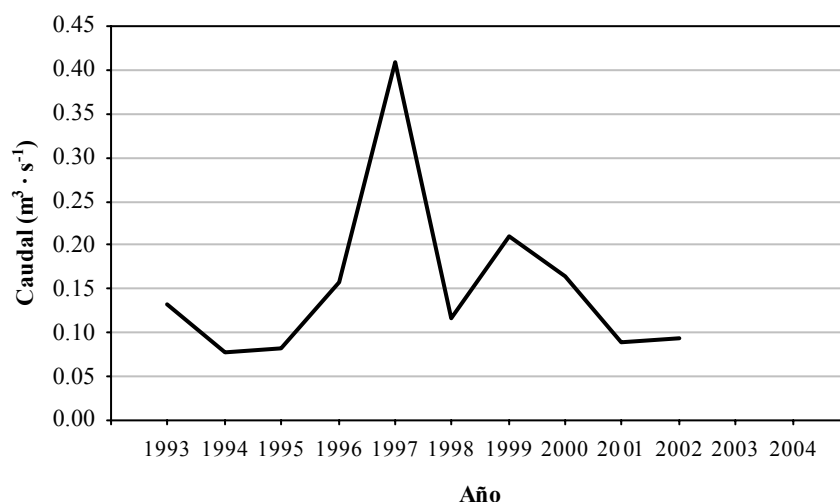


**Figura 3.2.1.2.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Eska en Sigüés (63).

### Río Salazar

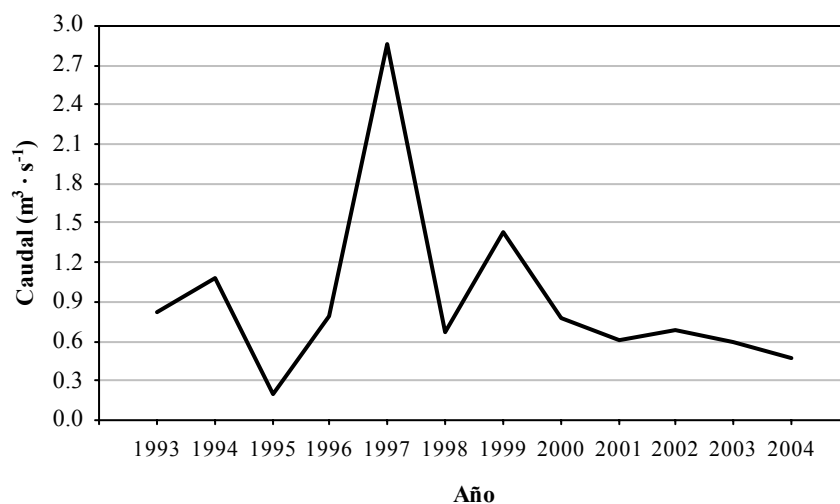
En la cuenca existen tres estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de duración del estudio, las estaciones de Salazar en Izalzu y Salazar en Aspurz, pertenecientes a la Confederación Hidrográfica del Ebro (códigos 259 y 64, respectivamente) y la de Zatoia en Ochagavía, perteneciente al Gobierno de Navarra (código AN-520). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Aspurz para caracterizar las localidades de Güesa (720) y Aspurz (740), mientras que la estación de Ochagavía ha servido de referencia para la localidad de Zatoia en Ochagavía (930). Para caracterizar la localidad de muestreo de Salazar en Eskaroz (710) se han utilizado datos tanto de la estación de Izalzu como de la de Ochagavía.

Durante el periodo de estudio, el caudal medio estival en la estación de Izalzu (259) fue de  $0.15 \pm 0.10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , alcanzándose en 1997 el máximo valor de la serie, superior a  $0.40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Los años 1994 y 1995 fueron los que registraron los caudales estivales más bajos (Figura 3.2.1.3).



**Figura 3.2.1.3.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Salazar en Izalzu (259).

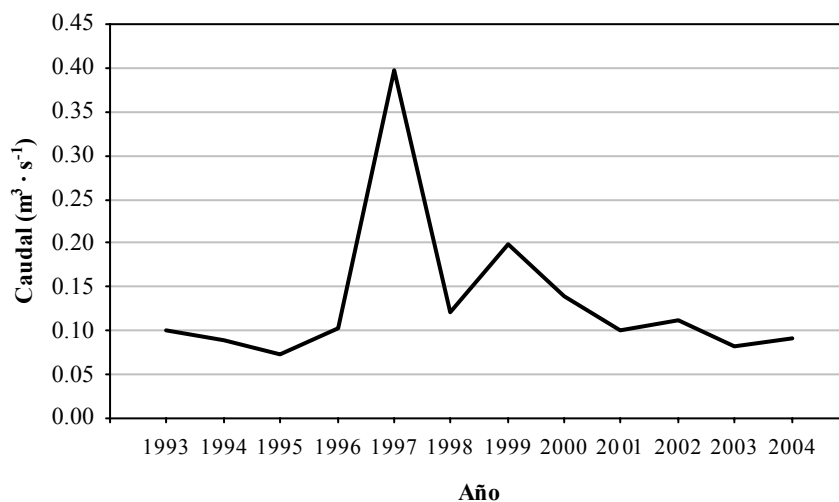
En Aspurz (64) se registran valores bastante más elevados que en Izalzu. El caudal medio estival fue de  $0.92 \pm 0.68 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , alcanzándose, al igual que en Izalzu, en 1997 el máximo valor de la serie, cercano a los  $3 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El mínimo valor de caudal medio estival se produjo en el año 1995 (Figura 3.2.1.4).



**Figura 3.2.1.4.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Salazar en Aspurz (64).

Los caudales registrados en Ochagavía (AN-520) siguen un patrón muy similar a los registrados en las estaciones situadas en el río Salazar, siendo 1997 el año de máximo caudal estival, registrándose en 1995 el mínimo caudal estival. El caudal medio estival de los años estudiados fue de  $0.13 \pm 0.09 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.5).



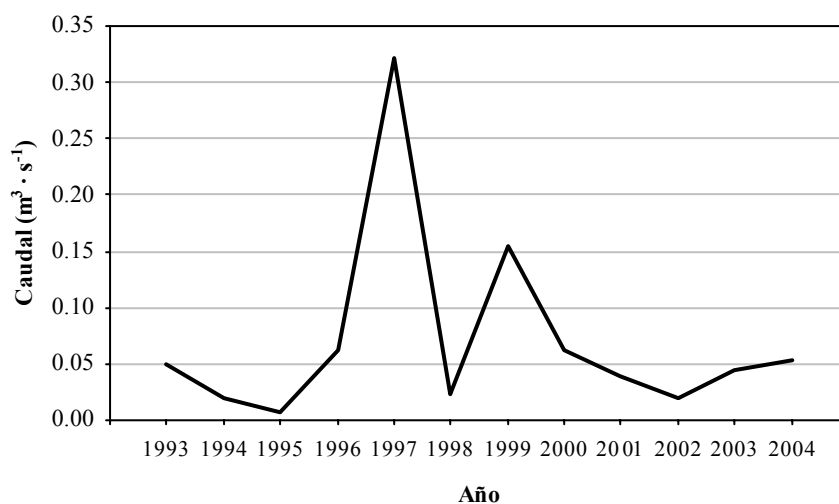


**Figura 3.2.1.5.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Zatoia en Ochagavía (AN-520).

### Río Areta

En la cuenca existe una estación de aforos con datos continuos durante todo el periodo en estudio, la estación de Areta en Murillo-Berroya, perteneciente al Gobierno de Navarra (AN-530). Se han utilizado los datos registrados en esta estación para caracterizar la única localidad situada en la cuenca, Ongoz (1010).

El caudal medio estival de los años estudiados fue de  $0.07 \pm 0.09 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . Sin embargo, únicamente en los años 1997, en el que se registró el máximo caudal, y 1999 se produjeron caudales superiores a  $0.07 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.6). Así, salvo los años citados, los caudales circulantes durante el periodo estival son muy bajos.

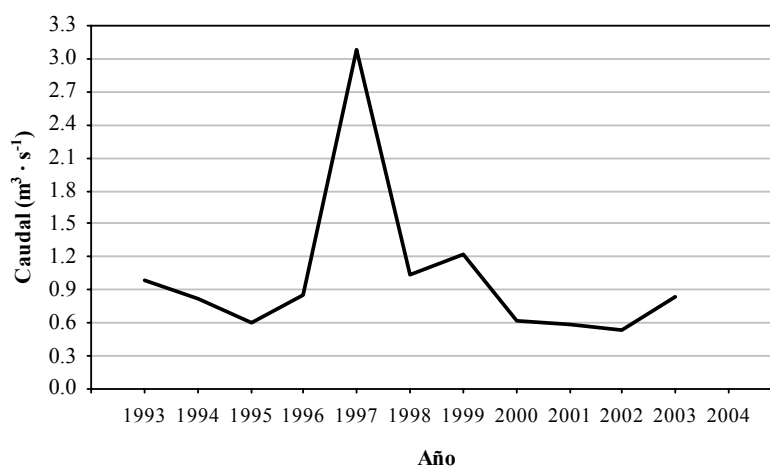


**Figura 3.2.1.6.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Areta en Murillo-Berroya (AN-530).

### Río Irati

En la cuenca existen dos estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de estudio, la estación de Irati en Aribes y la de Irati en Orbaizeta, pertenecientes ambas a la Confederación Hidrográfica del Ebro (códigos 66 y 76, respectivamente). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Orbaizeta, que posee datos continuos hasta el año 2002, para caracterizar los tres puntos de muestreo, dos situados en el propio río Irati, en las localidades de Irati en Virgen de las Nieves (1110) y en Orbaizeta (1130), y para el punto de Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136).

El caudal medio estival fue de  $1.02 \pm 0.92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , alcanzándose en 1997, al igual que en las cuencas de los ríos Eska, Salazar y Areta, el máximo valor de la serie, superior a  $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El mínimo valor de caudal medio estival se produjo en el año 2002 (Figura 3.2.1.7).

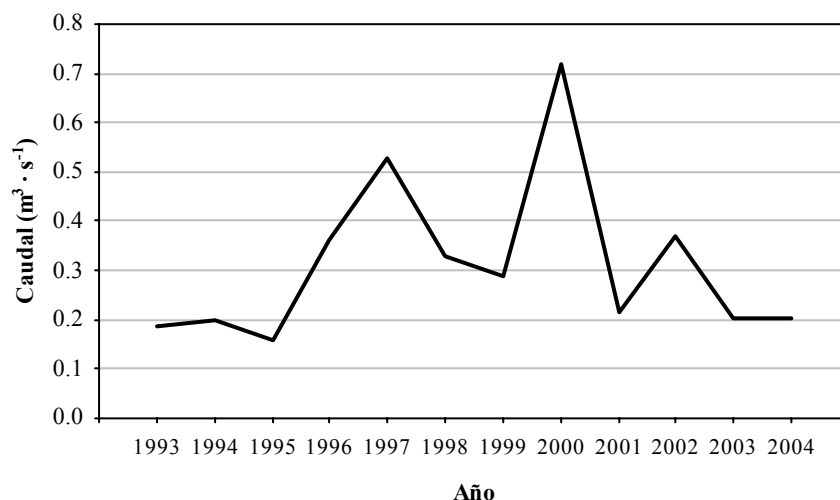


**Figura 3.2.1.7.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Irati en Orbaizeta (76).

### Río Urrobi

En la cuenca existe una estación de aforos con datos continuos en el periodo de tiempo del estudio, la estación de Urrobi en Espinal, perteneciente al Gobierno de Navarra (código AN-533). Por lo tanto, se han utilizado los datos registrados en dicha estación para caracterizar los tres puntos de muestreo presentes en la cuenca, dos situados en el propio río Urrobi, en las localidades de Urrobi en Espinal (1250) y en Uriz (1260), y el punto de Arrañós en Burguete (1220).

El caudal medio estival durante el periodo de estudio fue de  $0.31 \pm 0.17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El máximo valor de la serie se registró en el año 2000, superior a  $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El mínimo valor de caudal medio estival se produjo en el año 1995 (Figura 3.2.1.8).

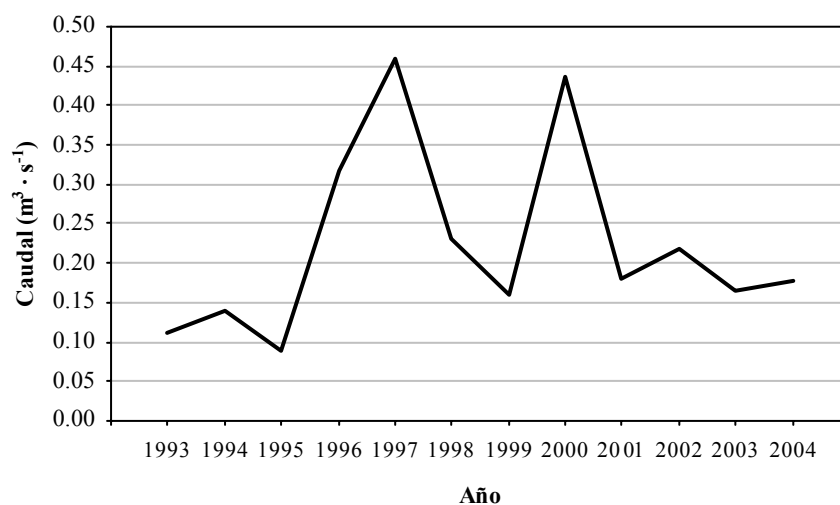


**Figura 3.2.1.8.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Urrobi en Espinal (AN-533).

### Río Erro

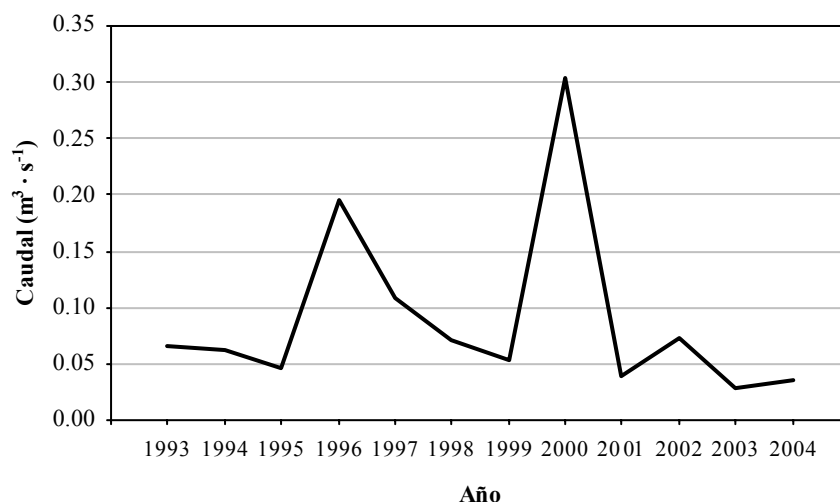
En la cuenca existen dos estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de estudio, la estación de Erro en Urniza y la de Sorogain en Sorogain, pertenecientes al Gobierno de Navarra (códigos AN-531 y AN-532, respectivamente). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Urniza para caracterizar los punto de muestreo situados en el cauce principal, las localidades de Erro en Erro (1330) y Zunzarren (1340), mientras que la estación de Sorogain ha servido de referencia para el punto del afluente Sorogain en la localidad del mismo nombre (código 1310).

El caudal medio estival durante el periodo de estudio en la estación de Urniza (AN-531) fue de  $0.22 \pm 0.12 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . Los máximos valores de caudal se registraron en los años 1997 y 2000, mientras que el año del mínimo valor de caudal se produjo en 1995 (Figura 3.2.1.9).



**Figura 3.2.1.9.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Erro en Urniza (AN-531).

En la estación de Sorogain (AN-532), el caudal medio estival durante el periodo de estudio fue de  $0.09 \pm 0.08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Al igual que en la estación situada en el río Erro, los máximos valores de caudal se registraron en los años 1997 y 2000, especialmente en este último, donde se registró un caudal estival medio superior a  $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Sin embargo, el año de menor caudal fue en este caso el 2003 (Figura 3.2.1.10).



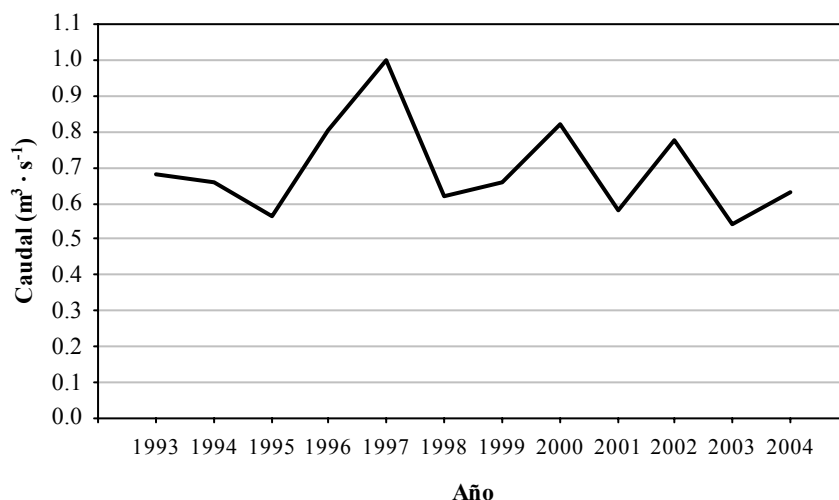
**Figura 3.2.1.10.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Sorogain en Sorogain (AN-532).

## Cuenca del Arga

### Río Arga

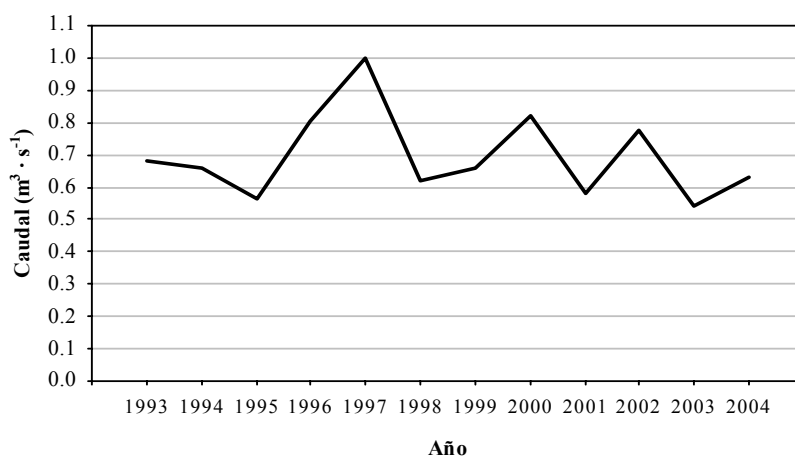
En la cuenca existen dos estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de estudio, la estación de Arga en Eugi y la de Arga en Huarte, pertenecientes a la Confederación Hidrográfica del Ebro (códigos 152 y 159, respectivamente). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Eugi para caracterizar los puntos de muestreo de Arga en Quinto Real (1420) y en Urtasun (1440), mientras que la de Huarte se ha utilizado para la localidad de Idoi (1460).

El caudal medio estival durante el periodo de estudio en la estación de Eugui (152) fue de  $0.70 \pm 0.13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . En general los valores a lo largo de la serie son bastante constantes, debido a la regulación ejercida por el embalse. El máximo valor de caudal se registró en el año 1997, mientras que el año de menor caudal fue en este caso el 1995 (Figura 3.2.1.11).



**Figura 3.2.1.11.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Argu en Eugi (152).

El caudal estival medio en la estación de Huarte (159) resulta mucho más variable que en la localidad de Eugui. El caudal medio estival durante el periodo de estudio fue de  $0.94 \pm 0.33 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . Los máximos valores de caudal se alcanzaron en los años 1996 y 2002, registrándose caudales medios superiores a  $1.4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , mientras que el año de menor caudal circulante fue en este caso el 1999 (Figura 3.2.1.12).

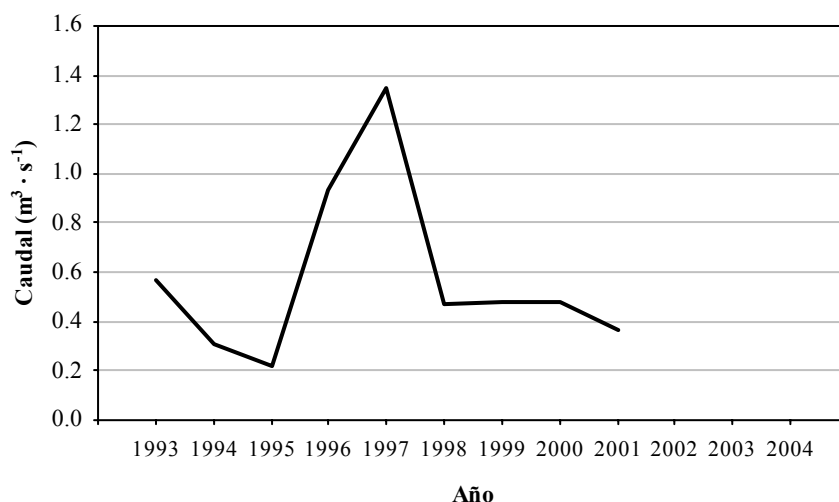


**Figura 3.2.1.12.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Argu en Huarte (159).

### Río Ultzama

En la cuenca existe una estación de aforos, la estación de Ultzama en Olave, con datos continuos sólo durante el periodo comprendido entre 1993 y 2001, y que pertenece a la Confederación Hidrográfica del Ebro (código 67). Por tanto, se han utilizado los datos registrados en dicha estación para caracterizar tanto los puntos de muestreo presentes en el río Ultzama, Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630), como el punto de muestreo localizado en el río Mediano, Olagüe (1520).

El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.57 \pm 0.35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , presentando una gran variabilidad interanual. Los máximos valores de caudal se produjeron en los años 1996 y 1997, registrándose un caudal estival medio de  $1.35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en este último año. El año de menor caudal circulante fue en este caso el 1995 (Figura 3.2.1.13).

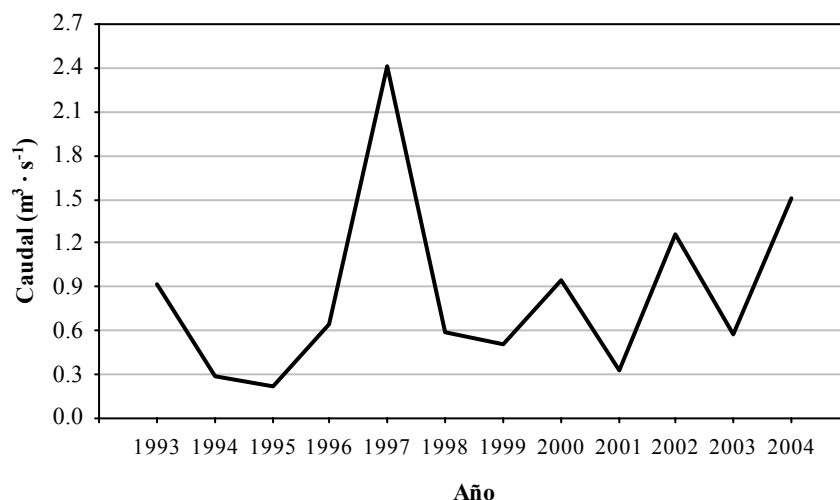


**Figura 3.2.1.13.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Ultzama en Olave (67).

### Río Arakil

En la cuenca existe una estación de aforos con datos continuos durante el periodo de estudio, la estación de Arakil en Echarren, perteneciente al Gobierno de Navarra (código AN-433). Se han utilizado los datos registrados en dicha estación para caracterizar el único punto de muestreo presente en la cuenca, el punto de Lizarragabengoa (1760) en el arroyo Lizarrusti.

El caudal estival presentó una gran variabilidad interanual durante el periodo de estudio. En este periodo el caudal medio fue de  $0.85 \pm 0.63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El máximo valor de caudal estival se produjo en el año 1997, registrándose un caudal estival de  $2.42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El año 1995 fue también el año de menor caudal circulante (Figura 3.2.1.14).

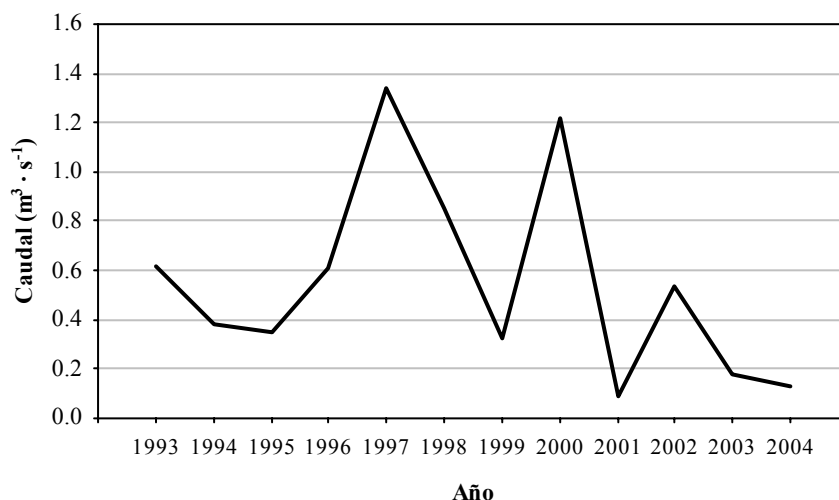


**Figura 3.2.1.14.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Arakil en Echarren (AN-433).

### Río Larraun

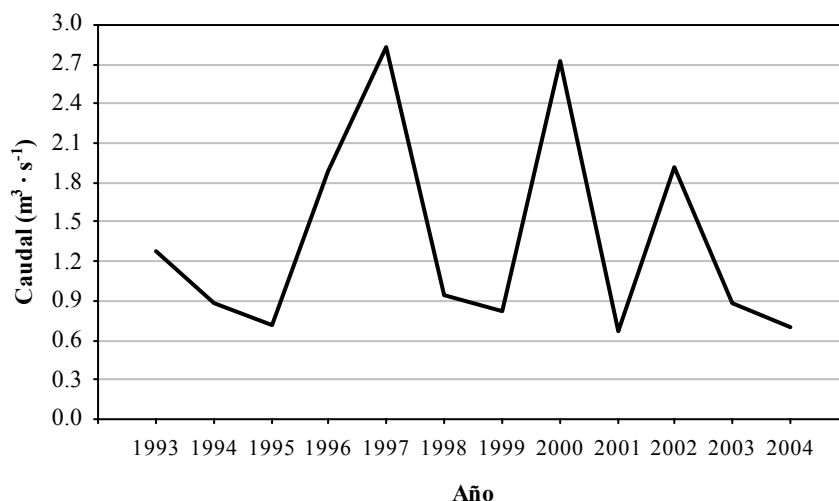
En la cuenca existen tres estaciones de aforos con datos continuos durante el periodo de tiempo de estudio, las estaciones de Larraun en Iribas e Irurtzun, ambas pertenecientes al Gobierno de Navarra (códigos AN-434 y AN-439, respectivamente) y la estación de Basaburua en Udabe, perteneciente también al Gobierno de Navarra (código AN-4311). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Iribas para caracterizar el punto de muestreo de Mugiro (1820), debido a que la estación de Irurtzun se encuentra por debajo de la confluencia con el río Basaburua y los caudales son muy diferentes a los registrados en la zona de cabecera. Para caracterizar el punto de muestreo de Latasa (1830) se han utilizado los datos registrados en la estación de Irurtzun por lo antes comentado. Se han utilizado los datos registrados en la estación de Udabe para caracterizar los dos puntos de muestreo presentes en la subcuenca del río Basaburua, el punto de Basaburua en Udabe (1930) y el de Orokieta en Orokieta (1940)

El caudal estival en la estación de Iribas (AN-434) resultó muy variable durante el periodo de estudio. En este periodo el caudal medio fue de  $0.55 \pm 0.41 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El máximo valor de caudal estival se produjo en el año 1997, registrándose un caudal estival de  $1.34 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , alcanzándose en el año 2000 también un caudal muy elevado. El caudal estival mínimo se registró en el año 2001, con un caudal inferior  $0.1 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.15).



**Figura 3.2.1.15.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Larraun en Iribas (AN-434).

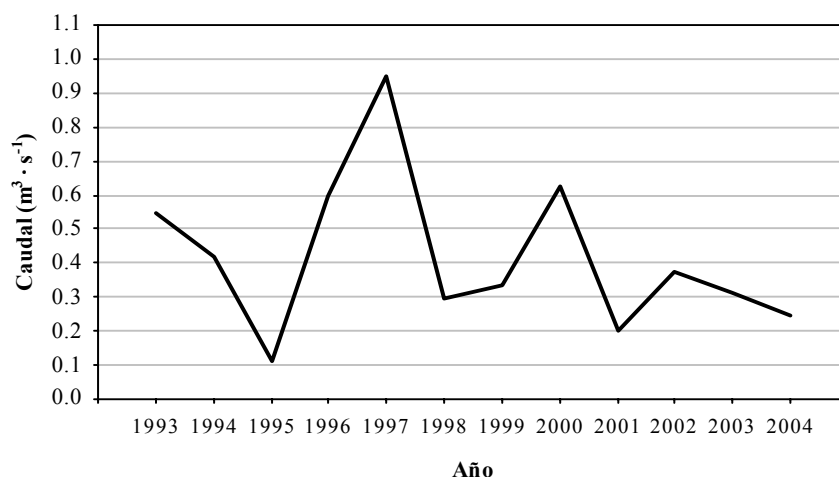
En la estación de Irurtzun (AN-434), al igual que en la estación de Iribas, el caudal estival presentó una gran variabilidad interanual durante el periodo de estudio. En este periodo el caudal medio fue de  $1.36 \pm 0.79 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . Los máximos valores de caudal estival se produjeron en los años 1997 y 2000, registrándose un caudal estival superior a  $2.70 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El caudal estival mínimo se registró también en el año 2001, aunque en los años 1995 y 2004 se registraron valores similares (Figura 3.2.1.16).



**Figura 3.2.1.16.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de de Larraun en Irurtzun (AN-439).

Al igual que sucede en el río principal de la cuenca, el río Larraun, el caudal estival en la estación de Udabe (AN-4311) presentó una gran variabilidad interanual durante el periodo de estudio. En este periodo el caudal medio fue de  $0.42 \pm 0.23 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El máximo valor de caudal estival se produjo en el año 1997, registrándose un caudal estival de  $0.95 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El caudal estival mínimo se registró en el año 1995 (Figura 3.2.1.17).



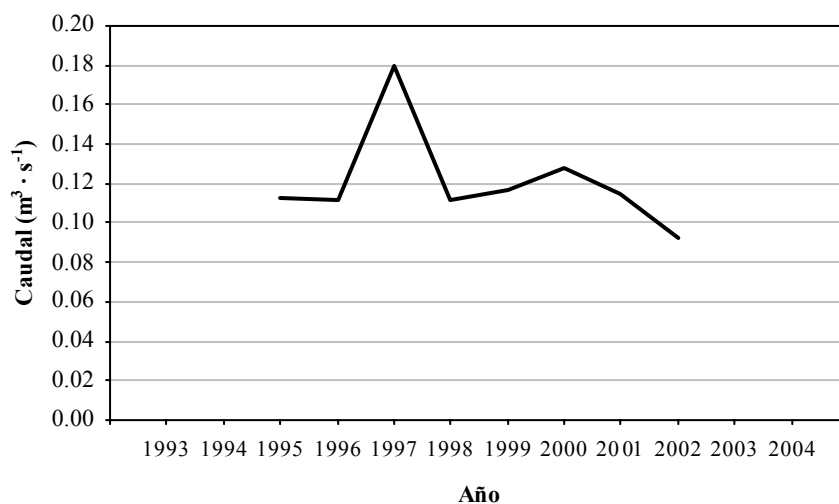


**Figura 3.2.1.17.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de de Basaburua en Udabe (AN-4311).

### Río Ubagua

En la cuenca existe una estación de aforos perteneciente a la Confederación Hidrográfica del Ebro, estación de Ubagua en Riezu (código 85), con datos continuos hasta el año 2002. Se han utilizado los datos registrados en dicha estación para caracterizar la única localidad de muestreo presente en la cuenca, denominada Ubagua en Riezu (2065).

En el periodo de estudio el caudal estival medio fue de tan solo  $0.12 \pm 0.03 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El máximo valor de caudal estival se produjo en el año 1997, con un valor de  $0.18 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El caudal estival mínimo se registró en este caso en el año 2002 (Figura 3.2.1.18).



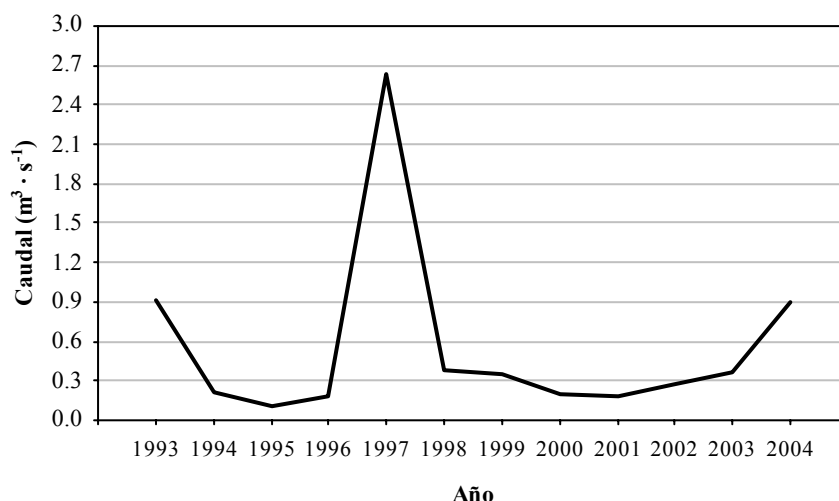
**Figura 3.2.1.18.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Ubagua en Riezu (85).

## Cuenca del Ega

### Río Ega

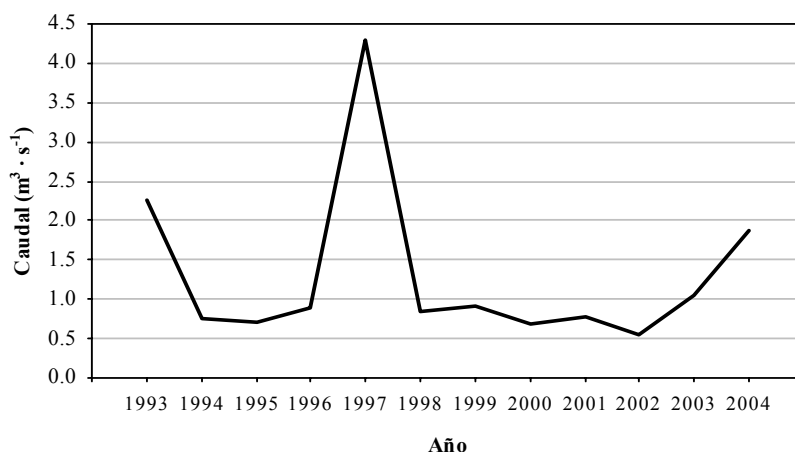
En la cuenca existen dos estaciones de aforos con datos continuos en el periodo de tiempo en estudio: la estación de Ega en Ancín y la de Ega en Murieta, ambas pertenecientes al Gobierno de Navarra (códigos AN-313 y AN-314, respectivamente). Se han utilizado los datos registrados en la estación de Ancín para caracterizar el punto de muestreo de Zúñiga (2120), y los datos de la estación de Murieta para caracterizar el punto de muestreo de Legaria (2130).

En el periodo de estudio el caudal estival medio en la estación de Ancín (AN-313) fue de  $0.56 \pm 0.70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Este alto valor de dispersión se debe al caudal estival tan elevado que se produjo en el año 1997, de  $2.63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , muy superior al del resto de años de la serie. El caudal estival mínimo se registró en este caso en el año 1995, con un valor de tan solo  $0.10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 3.2.1.19).



**Figura 3.2.1.19.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Ega en Ancín (AN-313).

En el periodo de estudio el caudal estival medio en la estación de Murieta (AN-314) fue de  $1.30 \pm 1.08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Al igual que ocurre con la estación ubicada en Ancín, el alto valor de dispersión se debe al caudal estival tan elevado que se produjo en el año 1997, superior a  $4.30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , muy superior al del resto de años de la serie. El caudal estival mínimo se registró en este caso en el año 2002 (Figura 3.2.1.20).

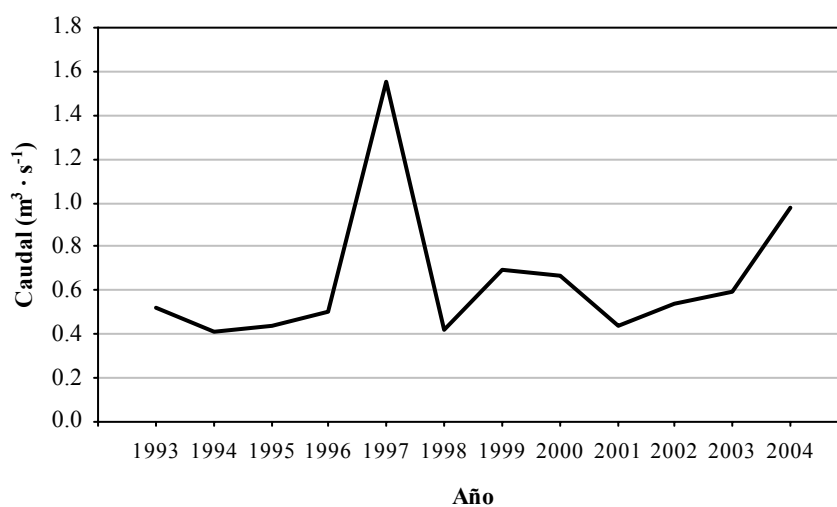


**Figura 3.2.1.20.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Ega en Murieta (AN-314).

### Río Urederra

En la cuenca existe una estación de aforos con datos continuos durante el periodo de estudio, la estación de Urederra en Baríndano, perteneciente al Gobierno de Navarra (código AN-322). Se han utilizado los datos registrados en dicha estación para caracterizar los puntos de muestreo presentes en la cuenca, Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230).

En el periodo de estudio el caudal estival medio fue de  $0.65 \pm 0.33 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El máximo valor de caudal estival se produjo en el año 1997, con un valor de  $1.56 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , muy superior al del resto de la serie. El caudal estival mínimo se registró en el año 1994, aunque con valores similares a los registrados en los años 1995, 1998 y 2001 (Figura 3.2.1.21).



**Figura 3.2.1.21.** Caudal medio estival ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) durante el periodo de estudio en la estación de Urederra en Baríndano (AN-322).

### 3.2.2. Metodología

#### *Conceptos generales*

Un río natural contiene un complejo mosaico de características físicas en distintas combinaciones. La cuantificación del hábitat físico requiere la determinación del área asociada a cada combinación de características y una evaluación de dicha combinación en términos de su utilidad como hábitat. Cuando el caudal cambia, dichas combinaciones deben ser redefinidas y el proceso debe ser repetido para la nueva condición (Bovee 1982).

El PHABSIM describe este mosaico basándose en transectos estratégicamente ubicados en un tramo de cauce, que son utilizados para describir la distribución longitudinal de los distintos tipos de hábitat presentes en el río. La ubicación de los transectos puede tener una gran influencia en las predicciones del hábitat potencial útil debido a la gran variabilidad existente en la morfología del cauce y en la distribución de velocidades dentro de un mismo tramo (Kondolf *et al.* 2000, Maddock *et al.* 2004). El número de transectos utilizados en la simulación tiene también una gran importancia, ya que si es demasiado bajo para representar todas las condiciones hidráulicas presentes en el tramo, el hábitat no será modelizado de forma correcta (Williams 1996, Railsback 1999, Payne 2004). Se toman medidas de los parámetros del microhábitat físico, tales como profundidad, velocidad, tipo de sustrato y refugio, a lo largo de cada transecto para describir su gradación y distribución lateral. Cada vertical donde se toman las medidas marca el borde de una celda. Cada celda es única y caracterizada por su área (definida por la separación entre verticales y transectos), un tipo de sustrato y de refugio, y una profundidad y velocidad medias, las cuales son funciones del caudal circulante.

Los sistemas de simulación del hábitat físico están constituidos por dos subsistemas: 1) en primer lugar, varios modelos que simulan la hidrodinámica fluvial, que pueden estar basados en enfoques unidimensionales o bidimensionales, y 2) un modelo de simulación del hábitat, que integra los datos obtenidos de las simulaciones hidráulicas con los modelos de selección de hábitat por parte de las especies estudiadas.

Los modelos hidráulicos que constituyen el PHABSIM son del tipo unidimensional, en los cuáles se asume la simplificación de que la distribución de velocidades es uniforme a lo ancho del cauce (sentido transversal) y en la profundidad del mismo (sentido vertical), es decir, únicamente se considera la existencia de la componente de la velocidad en la dirección del flujo. Se supone también que el nivel de la lámina de agua es horizontal, así como que el flujo es permanente. Por último, se considera que el lecho y las orillas del cauce son fijos, es decir, que la morfología del cauce no cambia ante la ocurrencia de grandes avenidas.

Tras realizar las simulaciones hidráulicas, la simulación del hábitat en un tramo de río adquiere la forma de una matriz multidimensional de la superficie del tramo presentando diferentes combinaciones de los parámetros hidráulicos y estructurales (profundidad, velocidad, sustrato y refugio). La utilidad de cada celda para cada clase de edad se evalúa a través de las curvas de idoneidad de hábitat. El área de cada celda es entonces ponderada por un índice de idoneidad, el cual refleja la preferencia relativa de la especie y clase de edad según la combinación de las características hidráulicas y estructurales presentes en la celda para un caudal dado. De esta forma se produce un Índice del hábitat potencial útil para cada celda, y la suma de todas las celdas proporciona el hábitat potencial útil del tramo en estudio para un caudal específico, que estaría representado por la siguiente expresión:

$$HPU_Q = \sum_{i=1}^n C_i \cdot A_i$$

donde HPU es el Hábitat Potencial Útil que es función del caudal circulante Q,  $C_i$  es el Índice de Idoneidad compuesto de la celda i y A es el área de dicha celda.

El Índice de Idoneidad compuesto de la celda es función de los índices de idoneidad específicos de profundidad, velocidad y estructura física del cauce (sustrato y refugio) y puede tomar distintas formas según el método de agregación utilizado:

(1) Estándar:  $C_i = C_{vi} \cdot C_{pi} \cdot C_{ci}$

(2) Media geométrica:  $C_i = \sqrt[3]{C_{vi} \cdot C_{pi} \cdot C_{ci}}$

(3) Mínimo valor:  $C_i = \min \{C_{vi}, C_{pi}, C_{ci}\}$

donde  $C_{vi}$ ,  $C_{pi}$  y  $C_{ci}$  son los índices de idoneidad para la celda i, correspondientes a las variables de velocidad, profundidad e índice de cauce.

El método de agregación estándar es el más ampliamente utilizado en las simulaciones del hábitat.

### *Trabajo de campo*

Se obtuvieron en todas las localidades estudiadas la información topográfica, hidrométrica y de hábitat necesaria para llevar a cabo las simulaciones del hábitat mediante muestreos realizados en el verano de 2004. Las características morfológicas, hidrológicas y de hábitat de cada localidad fueron registrados mediante la realización de transectos perpendiculares al cauce, ubicados en los distintos mesohábitats presentes en el tramo, de modo que reflejasen su heterogeneidad longitudinal (Bovee & Milhous 1978). Dentro de cada transecto se tomaron medidas del calado (cm) y velocidad de la corriente ( $m s^{-1}$ ), así como de la composición del sustrato. Además, se cuantificó el tipo

y cantidad de refugio disponible dentro de una cuadrícula de 100 centímetros de lado, a distancias regulares de un metro, siguiendo la metodología descrita para evaluar la disponibilidad de hábitat (apartado 2.2.2 del capítulo 2). En los sistemas de simulación del hábitat que utilizan modelos unidimensionales de la hidrodinámica fluvial, las verticales donde se efectúan las mediciones de campo coinciden con las verticales que delimitan las celdas de cálculo en las secciones transversales. Se realizaron también transectos para medir el caudal circulante en el momento en que se efectuaron las mediciones de las características hidráulicas de la corriente.

### *Análisis de datos*

El cálculo del hábitat potencial útil para las distintas clases de edad se realizó mediante el Sistema de Simulación del Hábitat Físico, PHABSIM.

Las alturas de la superficie libre del agua se calibraron y simularon utilizando el modelo MANSQ, ya que se contaba únicamente con un juego de datos caudal-profundidad. Este modelo calibra y simula la relación entre el caudal y la altura de la lámina de agua de forma individual en cada sección transversal a través de la ecuación de Manning. Así, debido a que el modelo trata cada sección transversal de forma independiente, después de haber calibrado todas las secciones y de haber simulado todos los caudales de interés, se debe examinar el perfil longitudinal de las alturas de la lámina de agua para verificar que no existe una inconsistencia interna.

La calibración y simulación de las velocidades se realizó mediante el módulo VELSIM. El cálculo de las velocidades en el modelo VELSIM se basa en utilizar como plantilla los perfiles de velocidades de los caudales medidos, constituyendo estos perfiles la base para obtener la distribución de velocidades de los caudales para los que no fueron medidas.

Para modelizar la selección del hábitat por la Trucha Común se utilizaron las curvas de requerimiento de hábitat elaboradas a partir de los datos obtenidos en los estudios de microhábitat realizados en cada localidad (ver capítulo 2). El Índice de Idoneidad compuesto se estimó mediante el método de agregación multiplicativa o estándar, de los índices de idoneidad individuales de las variables hidráulicas y estructurales del cauce.

Las simulaciones del hábitat se efectuaron con el modelo HABTAE, en el cuál se integran los resultados obtenidos en la modelización hidráulica (modelos MANSQ y VELSIM) con las curvas de requerimiento de hábitat introducidas. Sin embargo, debido a la existencia de solapamientos en las curvas de requerimiento de hábitat, se puede producir una sobrevaloración del hábitat disponible para algunas clases de edad que puede afectar al cálculo de la capacidad de carga. Para evitar este hecho se efectuaron análisis de competencia entre las distintas clases de edad mediante el modelo HABEF (*Effective Habitat Analysis*). El modelo efectúa los análisis de competencia entre clases

de edad dos a dos, calculando el HPU compartido por ambas clases de edad e indicando la proporción de HPU en la que una clase de edad muestra un índice de preferencia superior a la otra. Debido a que la Trucha Común está considerada como una especie fuertemente territorial, se asumió que las truchas de menor edad serían expulsadas de las zonas compartidas con truchas de mayor edad siempre que mostraran una preferencia menor por tales zonas. Por tanto, el HPU final para las clases de edad 0+, 1+ y 2+, en los casos en los que pudo ser calculado para esta última clase de edad, será la suma entre el HPU utilizado exclusivamente por la clase de edad más el HPU compartido con otras clases de mayor edad en las que la preferencia por dichas zonas sea superior. El HPU para las clases de edad mayores de 1+ y 2+, cuando pudo ser calculado para la última, es el estimado por el modelo HABTAE.

A partir de los resultados obtenidos en los modelos HABTAE y HABEF se construyeron las curvas hábitat potencial útil por caudal para cada etapa de desarrollo de la Trucha Común. El hábitat potencial útil se expresa en m<sup>2</sup> de HPU por 1000 metros de río.

Una vez elaboradas las curvas HPU por caudal se calculó el HPU para cada clase de edad y año del periodo de estudio (1993-2004), introduciendo el caudal medio estival estimado a partir de los datos de la estación de aforos más cercana a cada localidad.

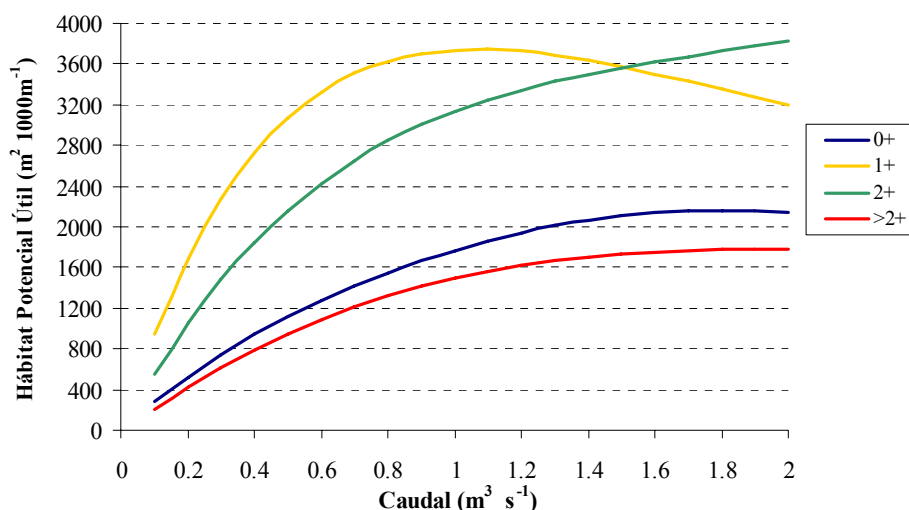
Para estudiar la relación existente entre el HPU y la densidad poblacional se realizaron análisis de correlaciones simples de Pearson y regresiones lineales simples. Se utilizaron los datos de densidad poblacional estimados en Almodóvar *et al.* (2006).

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Curvas de Hábitat Potencial Útil (HPU) frente al caudal

##### Cuenca del Eska

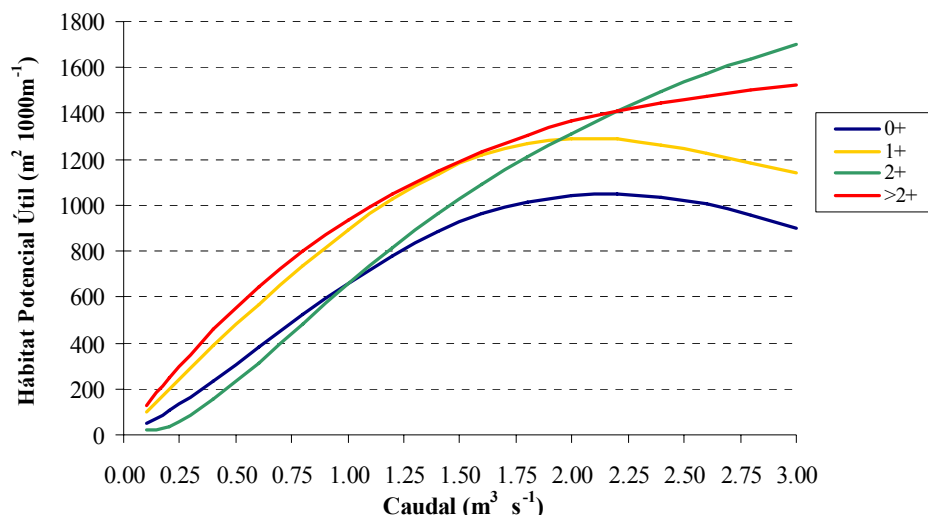
En la localidad de Isaba (110) se observa un aumento paulatino del HPU según aumenta el caudal circulante (Figura 3.3.1.1). Las clases de edad 1+ y 2+ son las que presentan valores de HPU más elevados. En la localidad se registró un caudal estival medio durante el periodo de estudio (1993-2004) de  $0.64 \pm 0.23 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un máximo valor registrado de  $1.15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , valor cercano al máximo de la curva de HPU de la clase de edad 1+, y a partir del cuál empieza a mostrar una tendencia decreciente. Esto se debe a la conformación del tramo que presenta una zona de poza, cuyos márgenes tienen un hábitat muy adecuado para las truchas de edad 1+. Sin embargo, a partir de caudales superiores a  $1.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , el aumento de profundidad provoca que dichas zonas sean más adecuadas para truchas de mayor edad, 2+ y mayores, las cuáles aumentan su HPU en detrimento de las truchas 1+.



**Figura 3.3.1.1.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Eska en Isaba (110).

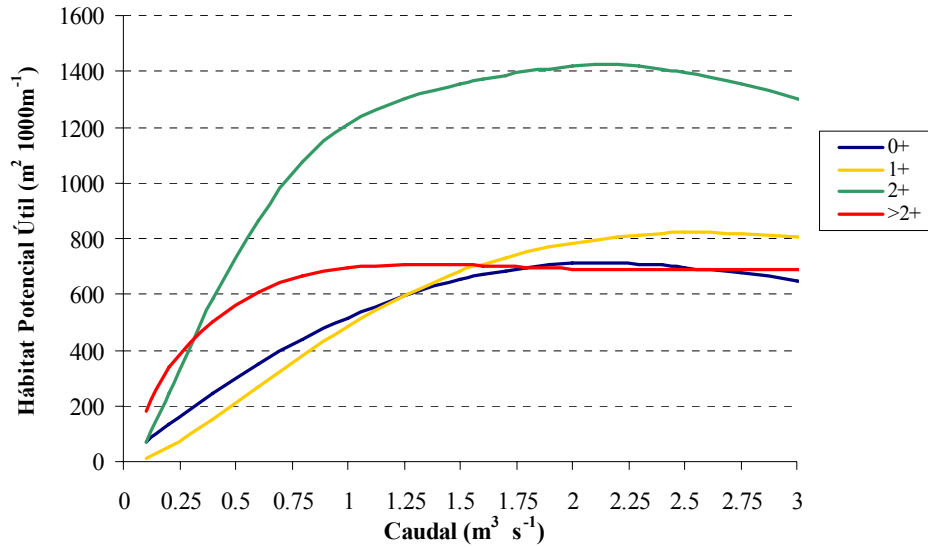
En la localidad de Roncal (120) las curvas de HPU resultan similares en forma a las observadas en la localidad de Isaba, aunque presentan valores de HPU muy inferiores (Figura 3.3.1.2). Cuando existen bajos caudales, pequeños aumentos en el caudal producen fuertes aumentos de HPU hasta valores de caudal de  $2\text{-}2.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a partir de los cuales la curva de HPU se vuelve decreciente para las truchas de edad 0+ y 1+ y la tasa de crecimiento del HPU para las truchas de mayor edad resulta menor, debido a un aumento en la velocidad de corriente. El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.80 \pm 0.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.46$  y  $1.61 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , por lo que dentro de dicho rango de caudales, aumentos en el caudal circulante producen aumentos en el hábitat disponible para todas las clases de edad.





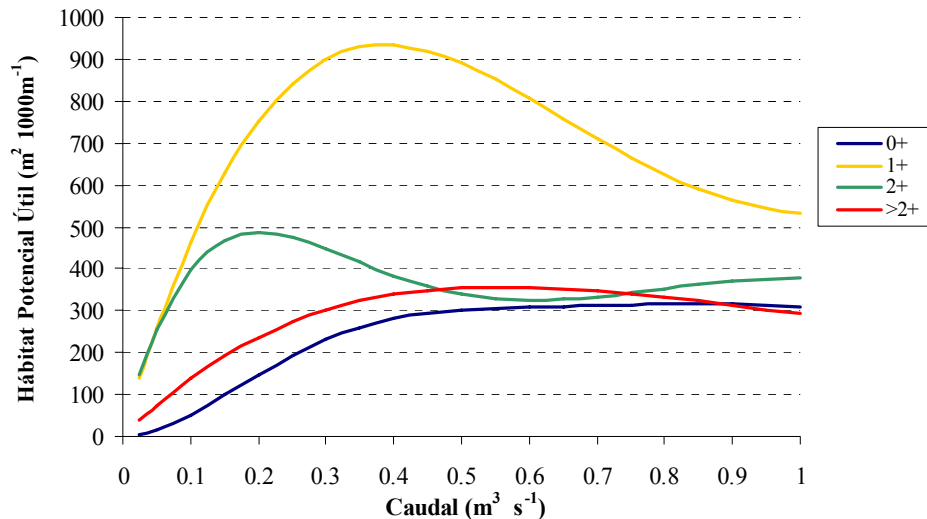
**Figura 3.3.1.2.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Eska en Roncal (120).

En la Figura 3.3.1.3 se aprecia que el tramo de Burgui (130) presenta unas características de hábitat más adecuadas para las truchas de clase de edad 2+, presentando valores de HPU similares para el resto de clases de edad. El HPU aumenta a medida que aumenta el caudal circulante para todas las clases de edad, especialmente para las truchas de edad 2+, cuya curva muestra una pendiente más elevada que las del resto. El HPU de las clases de edad 0+, 1+ y 2+ aumenta de forma continua hasta valores de caudal comprendidos entre 2-2.5  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , ya que hasta ese punto los valores de velocidad dentro del tramo permanecen dentro de un rango utilizable, por lo que el aumento de profundidad en determinadas zonas del tramo repercute en un aumento del HPU para las distintas clases de edad. Sin embargo, a partir de dichos caudales, la velocidad de corriente ya no resulta adecuada, por lo que se produce el aplanamiento de las curvas. Para las truchas de edad superior a 2+ este valor se alcanza a caudales inferiores, de alrededor 1  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , ya que muestran una preferencia menor por las velocidades de corriente medias o altas. El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.90 \pm 0.33 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.49 y 1.73  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , por lo que dentro de este rango de caudales una subida del caudal circulante produce un aumento en el hábitat disponible para todas las clases de edad, excepto para las truchas de edad superior a 2+.



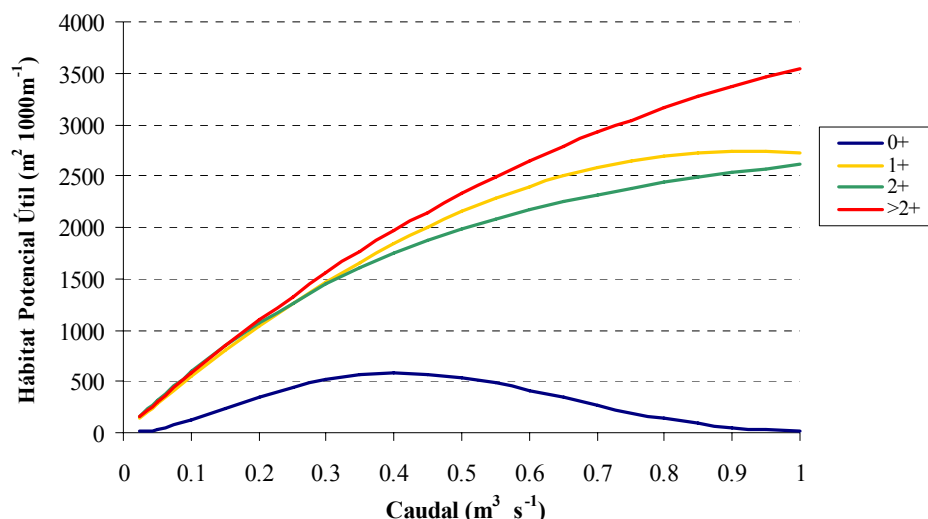
**Figura 3.3.1.3.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Eska en Burgui (130).

En la localidad de Belagua en el río Belagua (210) el HPU de todas las clases de edad aumenta según sube el caudal hasta valores de  $0.4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , donde se estabiliza para las clases de edad 0+ y mayores de 2+, y empieza a descender de forma significativa para las truchas de edad 1+ (Figura 3.3.1.4). El HPU de las truchas de edad 2+ también aumenta con el caudal, aunque a partir de caudales superiores a  $0.2 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  existe un alto solapamiento de áreas de cauce utilizables por las clases de edad superiores. Los análisis de competencia indican que tales áreas son más favorables para las truchas de mayor edad, por lo que según el criterio establecido, se considera que serán expulsadas por mecanismos de competencia. A partir de caudales de  $0.6 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  la curva de HPU de las truchas de edad 2+ empieza a mostrar de nuevo una tendencia creciente debido al aumento de la profundidad que se produce en las zonas del cauce con aguas someras. El HPU de las truchas de clase de edad 0+ se vuelve relativamente constante por encima de caudales de  $0.5 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , a pesar de que la proporción HPU/superficie mojada disminuye. Este es un hecho normal en tramos con perfiles abiertos, en los que aumentos en el caudal provoca fuertes incrementos en la superficie mojada del cauce. Además, se produce un cambio en la ubicación de las zonas utilizables por las truchas 0+ dentro del cauce, ya que la pérdida de HPU producida por el incremento en profundidad queda compensada por el aumento de zonas utilizables en los márgenes del cauce. El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.22 \pm 0.08 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.12$  y  $0.4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , por lo que dentro del rango de caudales del periodo de estudio, aumentos en el caudal circulante producen aumentos en el hábitat disponible para todas las clases de edad, excepto para las truchas de edad 2+, presentando las truchas de edad 1+ los valores de HPU más elevados.



**Figura 3.3.1.4.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Belagua en Belagua (210).

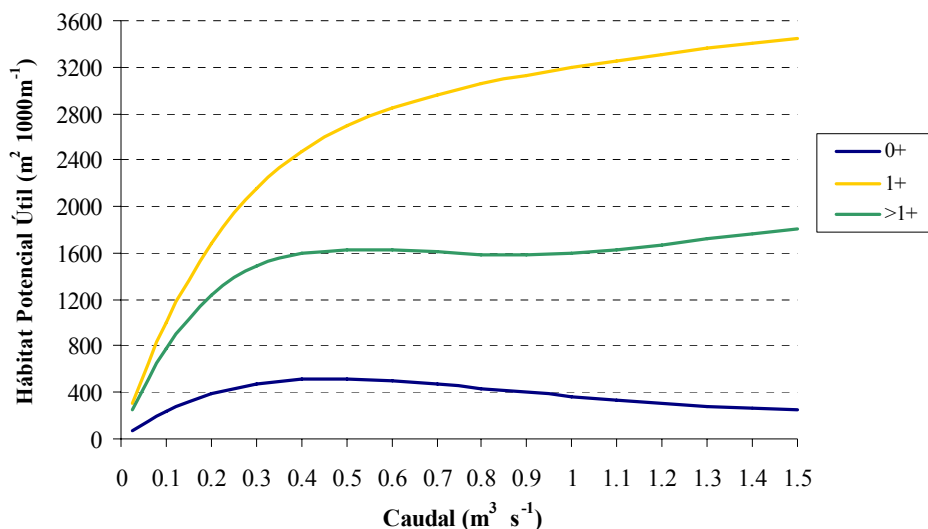
En la Figura 3.3.1.5 se aprecia cómo los incrementos en el caudal circulante durante el estiaje producen un elevado aumento en el HPU para todas las truchas de edad superior a 0+ en la localidad de Uztárroz del río Uztárroz (320). La curva de HPU de la clase de edad 0+ alcanza su máximo a un caudal de  $0.4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , mostrando a partir de ese valor una tendencia decreciente con una acusada pendiente. Debido al perfil encajonado que presenta el tramo, la creación de nuevas zonas idóneas para las truchas de menor edad, por aumento de la profundidad en las zonas más favorables, resulta muy inferior a la pérdida de hábitat disponible. Para el resto de clases de edad ocurre lo contrario, el aumento de la profundidad conlleva un aumento en el hábitat disponible. El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.38 \pm 0.14 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.20$  y  $0.69 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , por lo que dentro del rango de caudales del periodo de estudio, aumentos en el caudal circulante producen aumentos en el hábitat disponible para todas las clases de edad, excepto para las truchas de edad 0+. Hasta el valor del caudal estival medio, las clases de edad superiores a 0+ muestran valores de HPU muy similares.



**Figura 3.3.1.5.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Uztárroz en Uztárroz (320).

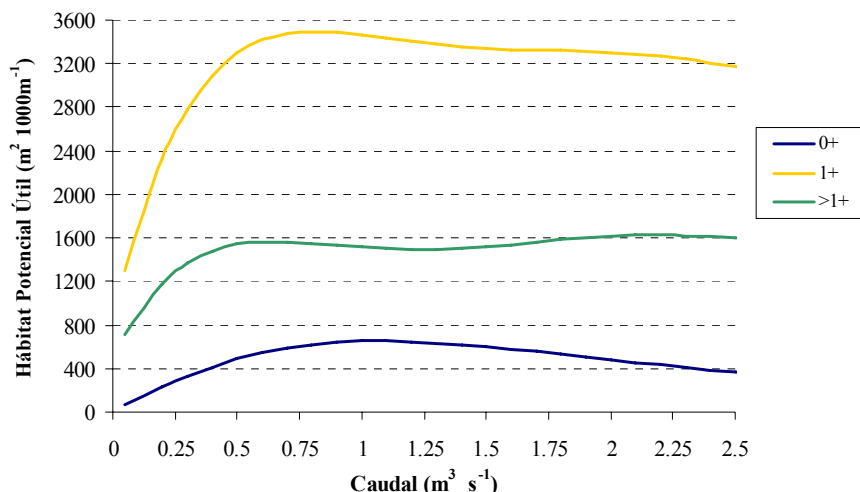
### Cuenca del Salazar

En la localidad del río Salazar en Eskaroz (710) se producen grandes incrementos en el HPU de todas las clases de edad al aumentar el caudal circulante en la hasta alcanzar valores de  $0.5 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  (Figura 3.3.1.6). A partir de dicho caudal, el HPU de las truchas de edad 0+ empieza a disminuir, debido principalmente al aumento en la profundidad en las zonas más favorables. Sin embargo, el HPU de las truchas de clases de edad superiores a 1+ se vuelve constante hasta valores de caudal de  $1 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , a partir del cual comienza a aumentar de nuevo. La tendencia de la curva de HPU de las truchas de edad 1+ es muy diferente, aumentando continuamente según aumenta el caudal, aunque con menor pendiente a partir de  $0.5 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  de caudal. El rango del caudal medio estival durante el periodo de estudio se encuentra comprendido entre  $0.15$  y  $0.69 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  (valor medio de  $0.28 \pm 0.15 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ), por lo que en la mayor parte de éste, un aumento en el caudal circulante lleva asociado una mayor disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad, en especial para la clase de edad 1+, la cual presenta los valores más elevados de HPU.



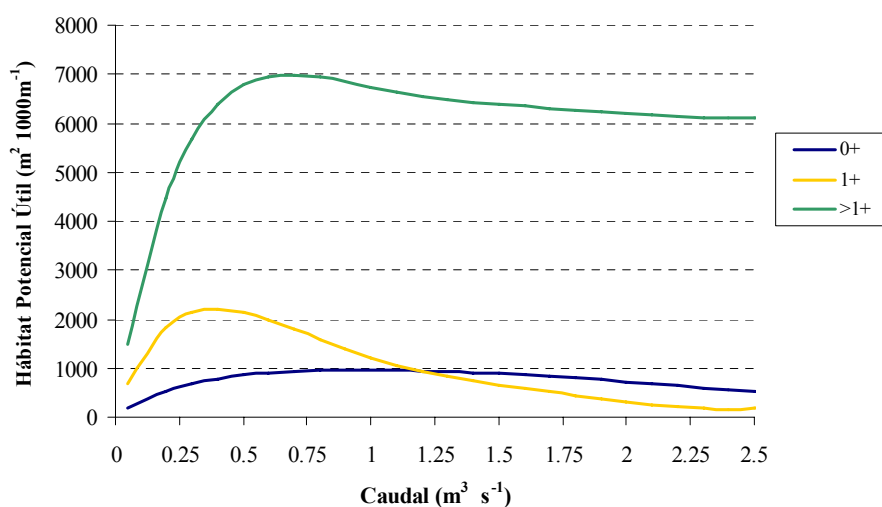
**Figura 3.3.1.6.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Salazar en Eskaroz (710).

Las curvas de HPU frente al caudal obtenidas en la localidad de Güesa (720) presentan notables diferencias entre las truchas de edad 0+ y las de edad superior (Figura 3.3.1.7). Esto se debe a la configuración espacial del tramo, de perfil encajonado, y estando conformado en su mayor parte por una zona de poza de elevada profundidad, unida a una zona de rápidos, somera y de elevada velocidad de corriente, a través de una zona de profundidad y velocidad intermedia. Debido a esto, el hábitat utilizable por las truchas de mayor edad y tamaño aumenta según se incrementa el caudal circulante en la zona de la curva de bajos caudales. Cuando se alcanza la profundidad de máxima preferencia, los incrementos adicionales en la profundidad en la zona central de la poza debidos al aumento en el caudal no conducen a elevar el HPU, y la posible pérdida de idoneidad causada por el aumento de la velocidad de corriente queda compensada por la ampliación de la zona de profundidad óptima hacia las zonas laterales de la poza. Sin embargo, las truchas de clase de edad 0+ utilizan las zonas más someras del tramo, que son zonas de mayor velocidad asociadas a la presencia de elementos que proporcionan refugio frente a la elevada velocidad de corriente. Por tanto, la disponibilidad de hábitat crecerá paulatinamente según aumenta el caudal siempre que la velocidad de corriente permanezca dentro de unos rangos tolerables. Este punto se alcanza a caudales de  $1\text{-}1.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . A caudales mayores, la pérdida de hábitat disponible debido a velocidades de corriente excesivas resulta mayor que la ganancia de superficie útil debido al aumento de la profundidad en las orillas, por lo que la curva de HPU se vuelve decreciente. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.70 \pm 0.51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un amplio rango comprendido entre  $0.15$  y  $2.14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



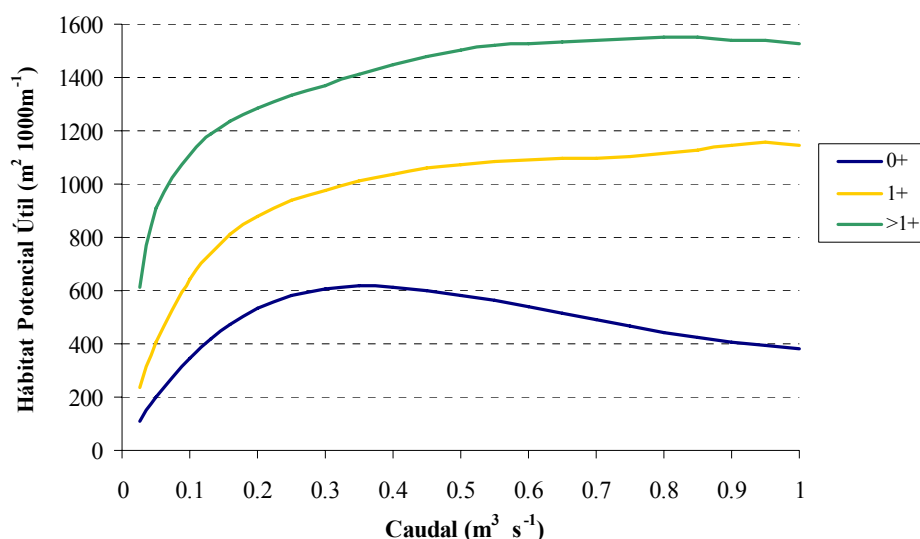
**Figura 3.3.1.7.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Salazar en Guesa (720).

En la localidad del río Salazar en Aspurz (740) la curva de HPU obtenida para la clase de edad 0+ sigue un patrón prácticamente idéntico a la curva elaborada en la localidad de Guesa (720), por motivos similares. La curva de HPU de las truchas de edad superior a 1+ igualmente presenta un patrón similar al de la localidad de Guesa. Sin embargo, los valores de HPU obtenidos son notablemente más elevados, debido a que la proporción de tramo representada por zona de poza es mucho mayor en Aspurz. El máximo valor de HPU se alcanza con un caudal de  $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , disminuyendo paulatinamente a medida que aumenta su valor, lo que se debe al acusado aumento de la velocidad que se experimenta las zonas laterales de la poza. La clase de edad 1+ alcanza el máximo valor de disponibilidad de hábitat a caudales relativamente bajos, ya que a caudales más elevados la zona de poza adquiere profundidades menos idóneas para truchas 1+. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.92 \pm 0.68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un amplio rango comprendido entre  $0.19$  y  $2.46 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.8.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Salazar en Aspurz (740).

Las curvas de hábitat potencial útil obtenidas para las truchas de clases de edad superiores a 0+ muestran una tendencia creciente a lo largo de todo el rango de caudales simulado en la localidad de Ochagavía (930) del río Zatoia (Figura 3.3.1.9). La mayor tasa de variación se encuentra en la zona de bajos caudales por el perfil encajonado del tramo. Por el mismo motivo, la curva de HPU generada para las truchas de edad 0+ presenta una tendencia creciente hasta caudales de  $0.3\text{--}0.4\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ , a partir de los cuales empiezan a disminuir los valores de HPU. El aumento de profundidad que se produce en las zonas de profundidad óptima provoca una pérdida de preferencia por ellas. Al presentar la localidad un perfil encajonado, la ampliación de zonas utilizables en las orillas del cauce resulta menor que la pérdida de superficie por aumento de la profundidad. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.13 \pm 0.07\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.07$  y  $0.40\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ , por lo que dentro del rango de caudales del periodo de estudio, aumentos en el caudal circulante producen aumentos en el hábitat disponible para todas las clases de edad.

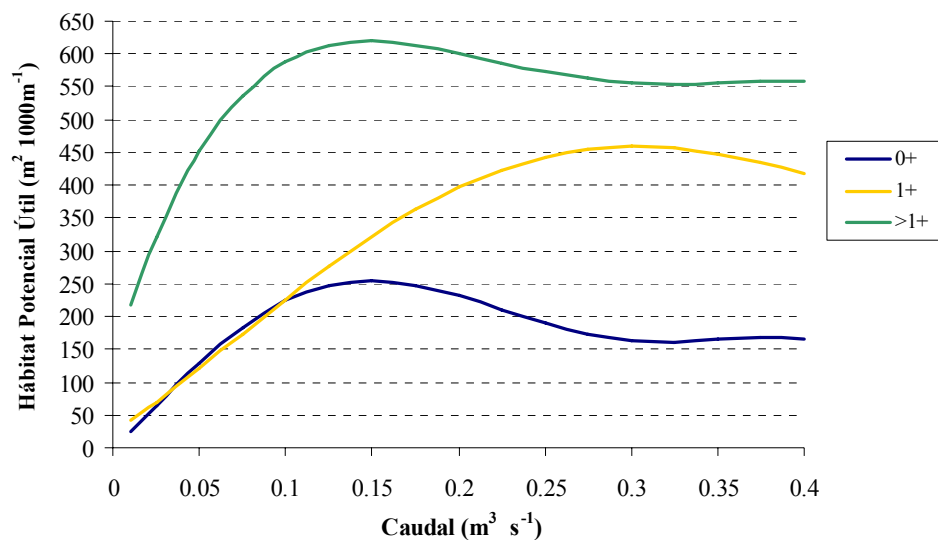


**Figura 3.3.1.9.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Zatoia en Ochagavía (930).

### Cuenca del Areta

En la localidad del río Areta en Ongoz (1010) las curvas de HPU de todas las clases de edad presentan una tendencia creciente hasta caudales de  $0.15\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  (Figura 3.3.1.10). A partir de este punto, las curvas de las clases de edad 0+ y mayores de 1+ toman una forma similar, produciéndose un suave descenso en los valores de hábitat disponible hasta caudales cercanos a  $0.3\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  donde la curva adquiere un valor casi constante. Sin embargo, la curva de HPU para las truchas de clase de edad 1+ exhibe

una tendencia ascendente hasta el valor de caudal de  $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , desde donde empieza a sufrir un descenso en el hábitat disponible. Debido al escaso caudal que circula durante el periodo de estiaje en el río (media de  $0.07 \pm 0.09 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.01$  y  $0.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), el tramo presenta una profundidad media muy escasa, inferior a  $20 \text{ cm}$ , por lo que existe un gran solapamiento de zonas utilizables entre truchas de distintas edades. El descenso de HPU que sufren las truchas de edad 0+ y 1+ se debe a la competencia entre cohortes existente por el espacio, siendo desplazadas de zonas que podrían ocupar de no estar habitadas por truchas de mayor edad. Las truchas de edad superior a 1+ se encuentran afectadas por una problemática diferente. La falta de refugio en la mayor parte del tramo provoca que no ocupen áreas por las que muestran una relativa preferencia en términos de profundidad. Así, el aumento de la profundidad debido a caudales más elevados no tiene efecto en el hábitat disponible, produciéndose incluso un descenso al incrementarse la velocidad por encima de valores óptimos en algunas zonas del cauce. Por otro lado, al observarse el valor medio y la desviación típica del caudal estival durante el periodo de estudio se aprecia que la mayor parte de los años las curvas de HPU para las clases de edad 0+ y mayores de 1+ se encuentran en su rango óptimo, mientras que la curva para las truchas de edad 1+ presenta valores de HPU muy inferiores al óptimo.

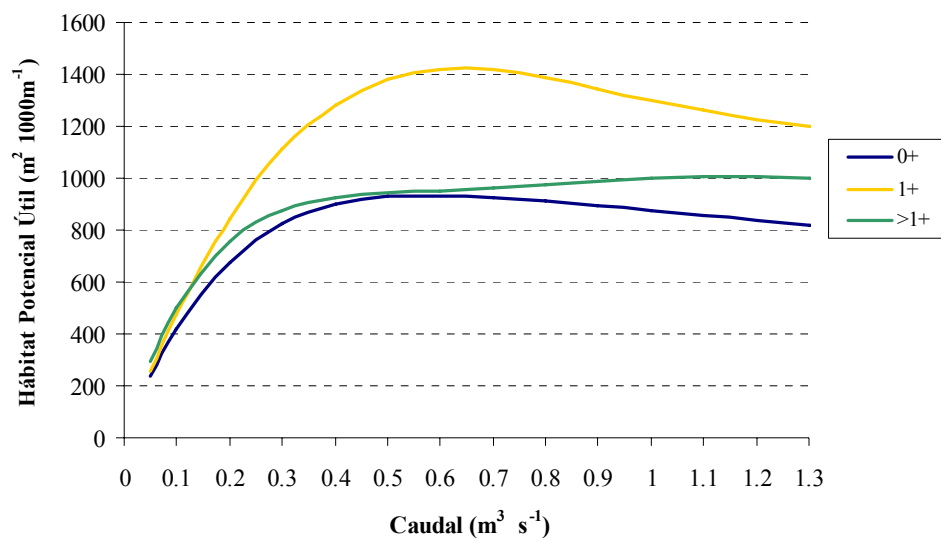


**Figura 3.3.1.10.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Areta en Ongoz (1010).



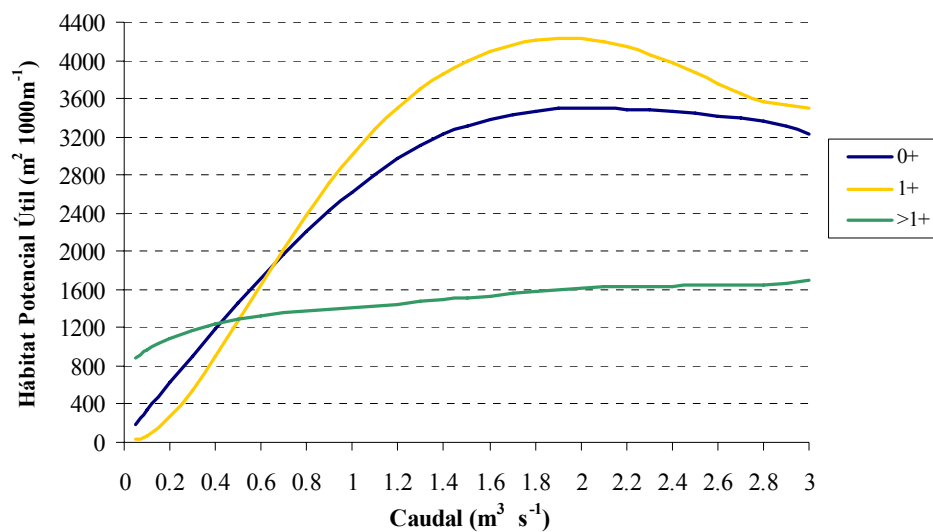
### Cuenca del Irati

En la Figura 3.3.1.11 se pueden observar las curvas de HPU frente al caudal obtenidas para la localidad de Irati en Virgen de las Nieves (1110). Al examinar la parte de las curvas perteneciente a la zona de bajos caudales, el HPU aumenta de forma considerable al aumentar el caudal circulante, hasta alcanzar valores de  $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en el caso de las clases de edad 0+ y mayores de 1+, y de  $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en las truchas de edad 1+, a partir de los cuáles la pendiente disminuye o se hace negativa. El hábitat disponible para las truchas de clases de edad 0+ y 1+ crece rápidamente al aumentar el caudal hasta llegar a los caudales antes comentados. Desde ese punto el crecimiento del HPU es menor, de forma que la relación HPU/superficie del cauce mojado empieza a disminuir debido al perfil abierto del cauce. El hábitat disponible aumenta mientras la velocidad de la corriente permanece dentro del rango óptimo. Cuando la velocidad sobrepasa dicho límite se torna excesiva y no resulta adecuada, por lo que el HPU comienza a disminuir. En las truchas de edad superior a 1+ ocurre el mismo efecto, salvo que el caudal a partir del cuál el HPU empieza a decrecer es mayor. La relación HPU/superficie mojada disminuye desde caudales superiores a  $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , aunque el hábitat disponible aumenta ligeramente, ya que la pérdida de idoneidad por el incremento de la velocidad de corriente se compensa por el aumento en la profundidad, dentro del rango óptimo de velocidades, que se supera a caudales superiores a  $1.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.41 \pm 0.29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.22$  y  $1.24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.11.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Irati en Virgen de las Nieves (1110).

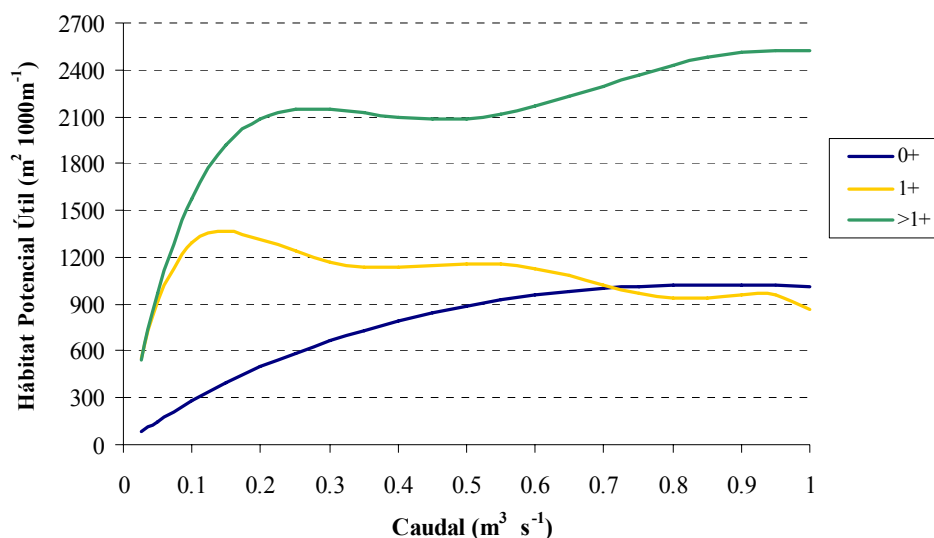
En la localidad de Orbaitzeta (1130), el HPU de las clases de edad 0+ y 1+ aumenta de forma marcada al incrementarse el caudal, hasta el valor de  $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  donde empieza disminuir (Figura 3.3.1.12). La curva de HPU de las truchas de edad superior a 1+ muestra una tendencia creciente en todo el intervalo de caudales simulado, aunque con una pendiente pequeña. Los valores de HPU de esta clase de edad resultan muy inferiores a los valores obtenidos para el resto de clases de edad. El caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $1.02 \pm 0.72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.54$  y  $2.99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , por lo que en la mayor parte de los años analizados el aumento en el caudal circulante conlleva incrementos en el hábitat disponible para todas las clases de edad.



**Figura 3.3.1.12.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Irati en Orbaitzeta (1130).

Las curvas de HPU frente al caudal obtenidas para las distintas clases de edad en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta del río Legartza (1136) presentan diferencias marcadas (Figura 3.3.1.13). La curva obtenida para las truchas de la clase de edad 0+ muestra una tendencia creciente en todo el rango de caudales simulado; mientras que la curva generada para las truchas de edad superior a 1+ también es creciente en la mayor parte del rango, salvo en el intervalo  $0.25\text{-}0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , en el cual permanece constante. Sin embargo, la curva de HPU para las truchas de edad 1+ alcanza su valor más elevado a caudales relativamente bajos, cercanos a la media de los caudales estivales registrados durante el periodo de estudio ( $0.20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). A caudales mayores el hábitat disponible disminuye. Esto se debe a la distribución de los distintos tipos de mesohábitats en el tramo estudiado. La mayor parte del tramo corresponde a una zona de poza de elevada profundidad, que se une a un área de rápidos a través de una zona de tabla lenta. Las truchas de mayor edad ocupan preferentemente la zona de poza, distribuyéndose los alevines en la tabla y en las zonas de rápidos donde existe refugio frente a las altas velocidades de corriente. Las truchas de edad 1+ habitan en las zonas de poza y tabla.

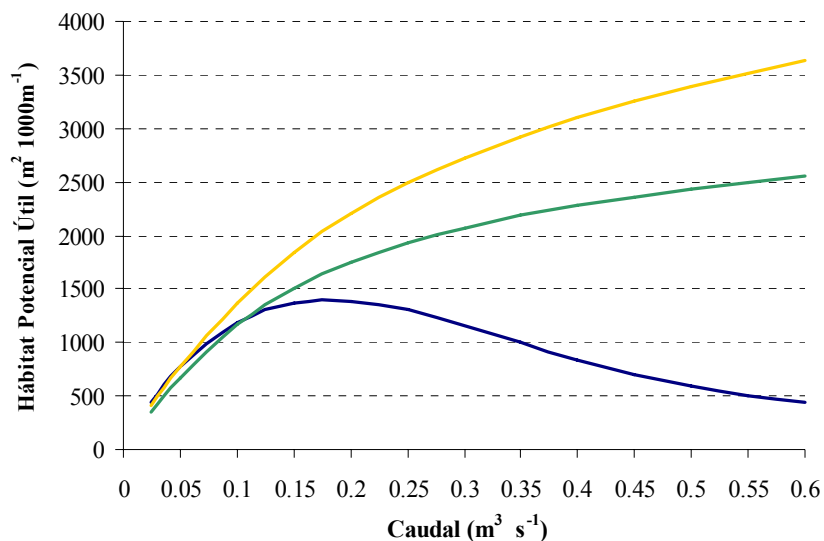
Con caudales bajos, la zona de poza presenta áreas muy óptimas para la presencia de juveniles. Sin embargo, al aumentar el caudal y, por tanto, la profundidad, existen zonas dentro del área de poza que resultan más adecuadas para las truchas de mayor edad, las cuáles expulsan a las truchas 1+. Por este motivo, el aumento en la profundidad lleva asociado un descenso en el HPU para las truchas 1+. Debido al predominio de la zona de poza, la clase de edad de truchas mayores de 1+ presenta los valores más elevados de HPU. Como se comentó anteriormente, el caudal medio durante el periodo de estudio fue de  $0.20 \pm 0.14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.11$  y  $0.62 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.13.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136).

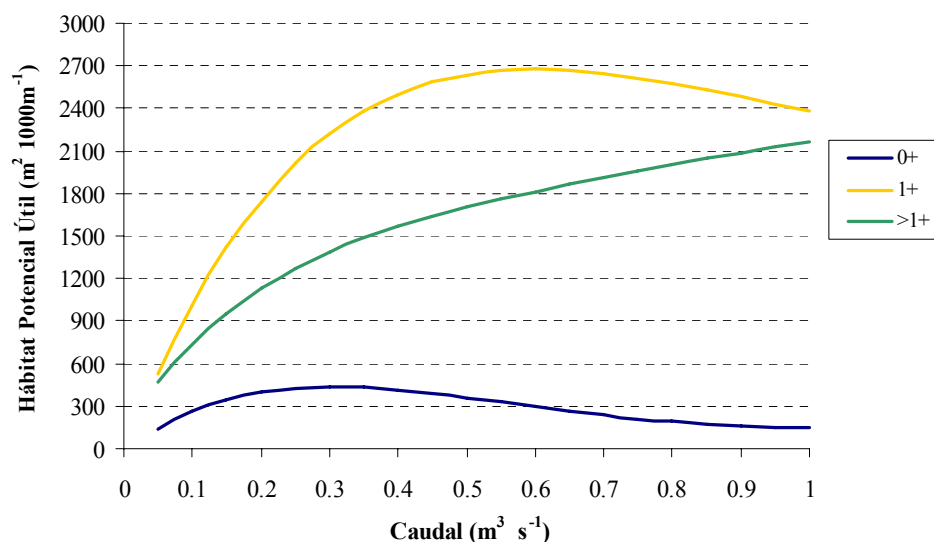
### Cuenca del Urrobi

En la localidad del arroyo Arrañosín en Burguete (1220), el hábitat potencial útil de todas las clases de edad aumenta de forma constante a medida que aumenta el caudal circulante hasta caudales de  $0.15\text{-}0.20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 3.3.1.14), valores que se corresponde con la media de caudal estival durante el periodo de estudio. Valores superiores de caudal conducen a descensos en el hábitat disponible para los alevines. Sin embargo, el HPU de las truchas de más edad aumenta según se incrementa el caudal circulante para todo el intervalo de caudales simulado. La profundidad media del tramo es escasa, inferior a 20 cm en bajos caudales, por lo que en dichos caudales-el HPU para las truchas de clases de edad superiores a 0+ es bajo. El hábitat disponible para las truchas juveniles y adultas crece según aumenta el caudal y, por tanto, la profundidad, habitando zonas anteriormente óptimas para las truchas de menor edad. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.14 \pm 0.08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.08$  y  $0.32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



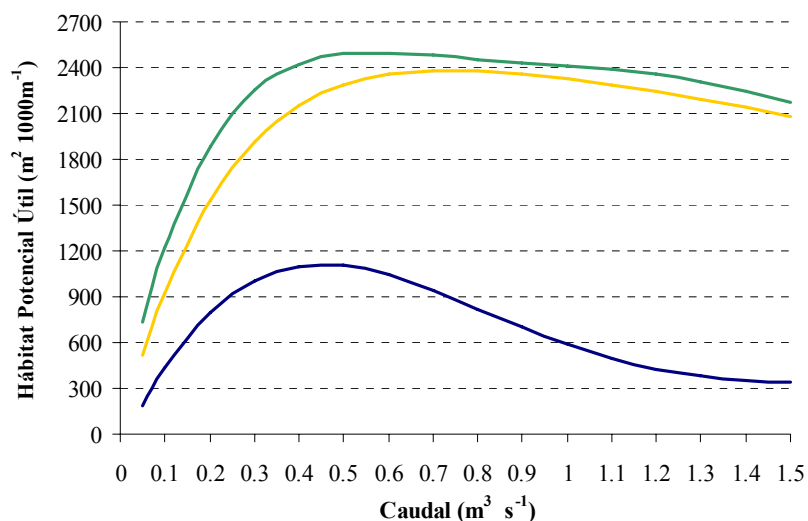
**Figura 3.3.1.14.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del arroyo Arrañosín en Burguete (1220).

En la localidad del río Urrobi en Espinal (1250), el HPU de las truchas de edad superior a 1+ crece al aumentar el caudal circulante en todo el rango de caudales observados durante el periodo estudiado, comprendido entre 0.16 y 0.72  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Por el contrario, el hábitat utilizable por las truchas 0+ y 1+ crece conforme aumenta el caudal, hasta unos valores límite entre 0.3 y 0.6  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  a partir de los cuales el HPU disminuye (Figura 3.3.1.15). El predominio de zonas de poza dentro del tramo provoca que el HPU de las truchas de clases de edad 1+ y mayores sea muy superior al de las truchas 0+.



**Figura 3.3.1.15.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Urrobi en Espinal (1250).

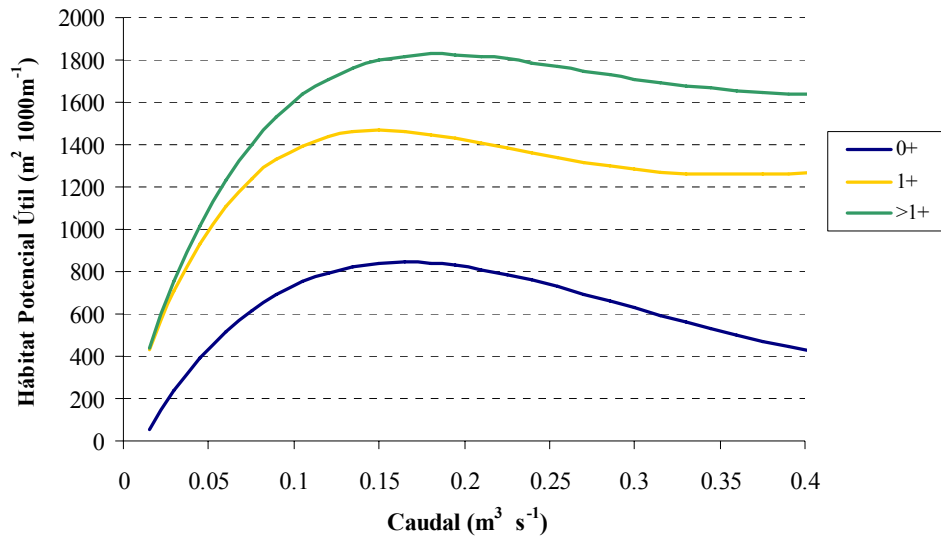
Las curvas de HPU obtenidas para las truchas de clase de edad 1+ y mayores en la localidad del río Urrobi en Uriz (1260) siguen un patrón muy similar (Figura 3.3.1.16). Aumentos en el caudal circulante produce fuertes incrementos en el hábitat utilizable hasta caudales entre 0.5 y 0.7  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , a partir de los cuáles el HPU disminuye suavemente. La curva obtenida para las truchas 0+ es similar en su parte ascendente, alcanzando el valor máximo de HPU en los mismos caudales que las curvas del resto de clases de edad. No obstante, la tendencia decreciente a partir del máximo resulta más marcada, presentando la curva una pendiente negativa mucho mayor. En Uriz, la mayor parte del tramo corresponde a zonas de rápidos y corrientes con altas velocidades. Cuando circulan caudales superiores a 0.6  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  la velocidad de la corriente se vuelve excesiva y poco adecuada para las truchas, por lo que la idoneidad del hábitat disminuye. En el caso de las truchas 0+, este hecho queda agravado por el aumento en la profundidad que se produce, motivo por el que el descenso en el HPU es más pronunciado. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.37 \pm 0.19 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.18 y 0.84  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.16.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Urrobi en Uriz (1260).

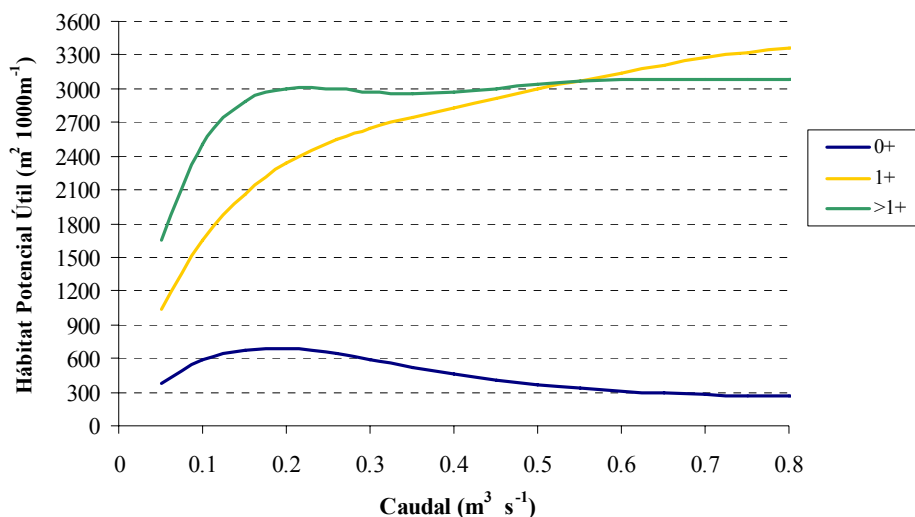
### Cuenca del Erro

En la localidad del arroyo Sorogain en Sorogain (1310), las curvas de HPU obtenidas para las distintas clases de edad sigue un patrón muy parecido (Figura 3.3.1.17). El máximo valor de HPU se alcanza para todas las clases de edad en torno al intervalo de caudales de 0.15-0.2  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . Caudales más elevados producen descensos en el hábitat disponible para las truchas de las distintas edades, aunque este descenso resulta más pronunciado para las truchas 0+. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.09 \pm 0.07 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.03 y 0.31  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . Por tanto, en la mayor parte de los años analizados, los caudales registrados corresponden a valores pertenecientes a la fase ascendente de la curvas de HPU.



**Figura 3.3.1.17.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del arroyo Sorogain en Sorogain (1310).

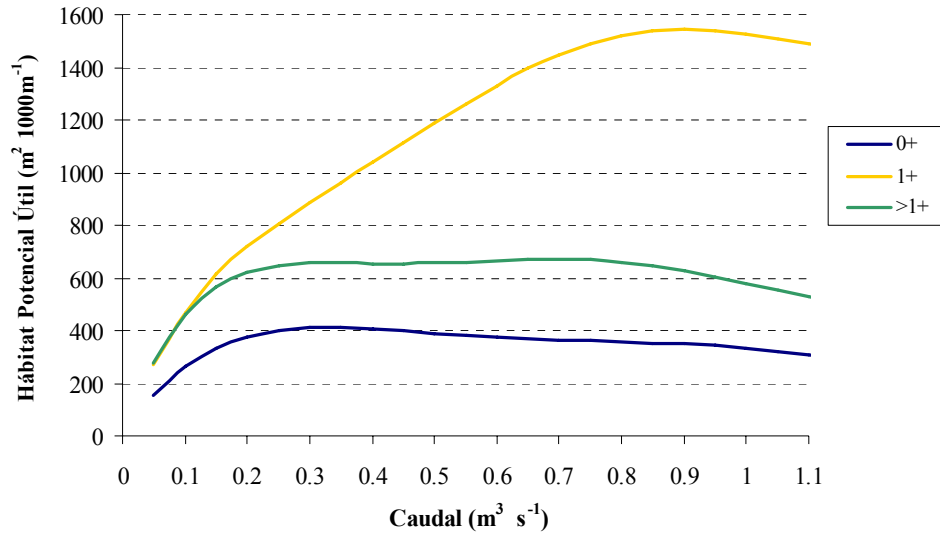
En la localidad del río Erro en Erro (1330), las curvas de HPU obtenidas para las distintas clases de edad difieren notablemente (Figura 3.3.1.18). La curva de las truchas de edad 1+ exhibe una tendencia creciente en todo el rango de caudales simulado, con una mayor pendiente en la zona de bajos caudales. La curva de las truchas de edad superior a 1+ aumenta con una fuerte pendiente en la zona de bajos caudales hasta  $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a continuación los valores de HPU son prácticamente constantes hasta  $0.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a partir del cual empiezan a mostrar una tendencia ligeramente creciente. Por el contrario, el HPU para las truchas 0+ aumenta de forma continua hasta  $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , disminuyendo para caudales más elevados. La explicación se debe a la distribución espacial de los distintos mesohábitats presentes en el tramo, donde existe una zona de poza lateral de gran extensión y elevada profundidad conectada con una superficie de rápidos a través de una zona de tabla lenta. Las truchas de mayor edad habitan la zona de poza, por lo que la idoneidad del hábitat aumenta hasta que se alcanza la profundidad óptima en toda la zona. A partir de este caudal que se alcanza a valores relativamente bajos debido al perfil encajonado del tramo, el hábitat disponible permanece constante, aumentando a partir de caudales más elevados por el uso de las zonas más profundas del área de tabla. Las truchas de edad 1+ seleccionan el lateral de la poza de menor profundidad. El hábitat disponible para las truchas 1+ se incrementa cuando aumenta el caudal y, por tanto la profundidad, pues la pérdida de superficie útil en la zona más profunda de la poza, al ser expulsadas por las truchas de mayor edad resulta inferior a la ampliación del uso de zonas adecuadas en la tabla lenta. Esto motiva el descenso de hábitat disponible para los alevines en esta área, donde únicamente utilizan las zonas más someras. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.22 \pm 0.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.09$  y  $0.42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.18.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Erro en Erro (1330).

En la Figura 3.3.1.19 se aprecia que las condiciones de hábitat de la localidad de Zunzarren (1340) resultan más adecuadas para las truchas de edad 1+. Las curvas de HPU de todas las clases de edad muestran una tendencia creciente hasta caudales de  $0.35 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El hábitat utilizable por las truchas de edad superior a 1+ se mantiene relativamente constante cuando circulan caudales más elevados, disminuyendo a partir de caudales superiores a  $0.8 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . El hábitat disponible para los alevines disminuye de forma paulatina. Por el contrario, el HPU para las truchas 1+ crece según aumenta el caudal circulante con una relación prácticamente lineal hasta los  $0.9 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , donde empieza ya a decrecer. La mayor parte del tramo corresponde a una tabla lenta, con una menor extensión de zonas de corrientes y rápidos. En este tramo los alevines utilizan zonas someras y de velocidades medias ligadas a la presencia de refugios frente a las altas velocidades. Estas zonas resultan adecuadas siempre que la velocidad de se encuentre dentro del intervalo óptimo de preferencia. Cuando se alcanzan caudales superiores a  $0.35 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , la pérdida de hábitat adecuado debido al aumento excesivo de la velocidad resulta superior a la nueva superficie utilizable por aumento de la profundidad en otras zonas del cauce. Por tanto, el HPU muestra una tendencia decreciente a partir de dicho caudal. La profundidad media del tramo es escasa en los periodos de bajos caudales. Por tanto, un aumento en el caudal repercute de forma favorable para las truchas de edad 1+ y mayores, incrementándose el HPU. Este incremento es mayor para las truchas 1+ ya que necesitan zonas menos profundas que las truchas de mayor edad. Las profundidades óptimas para las truchas de mayor edad y tamaño se alcanzan a caudales elevados. Sin embargo, el rango de velocidades óptimas para las truchas mayores de 1+ es menor que para las truchas 1+. Así, la ganancia de hábitat utilizable por el aumento de la profundidad queda anulado por la pérdida de idoneidad debido al aumento de la velocidad, por lo que el HPU permanece constante hasta los  $0.8 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  de caudal, a partir del cuál disminuye.

Por contra, el hábitat disponible para las truchas de edad 1+ se incrementa a medida que aumenta el caudal circulante hasta valores elevados de caudal,  $0.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , ya que el intervalo óptimo de velocidades es más amplio. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.28 \pm 0.13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.12$  y  $0.51 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

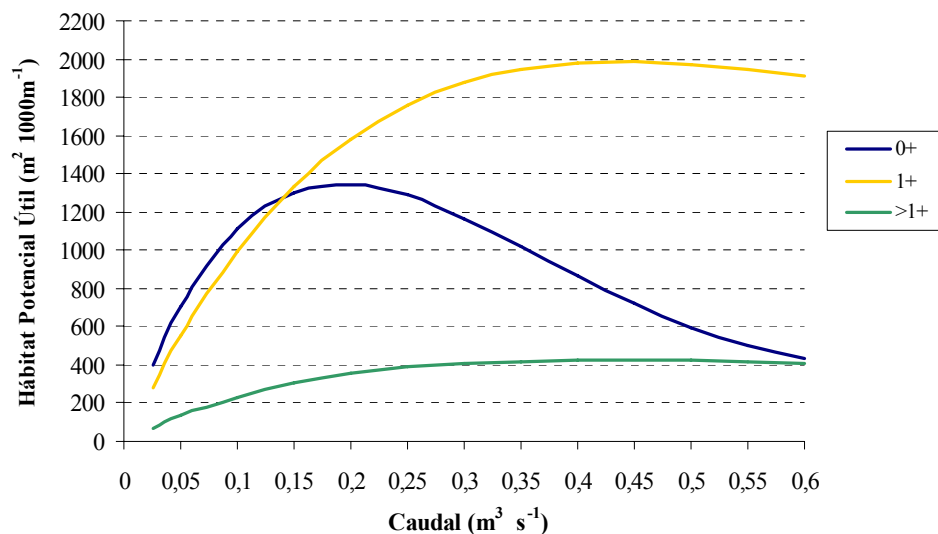


**Figura 3.3.1.19.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Erro en Zunzarren (1340).

### Cuenca del Arga

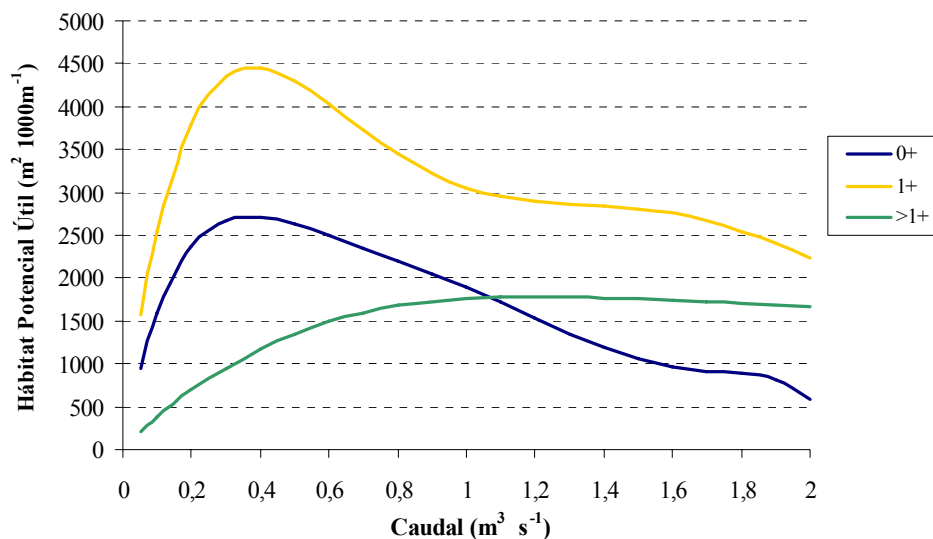
En la Figura 3.3.1.20 se aprecia que las características de hábitat de la localidad del río Arga en Quinto Real (1420) son más favorables para las truchas de menor edad, 0+ y 1+. Debido al escaso caudal que circula durante el periodo de estiaje, la profundidad media de la localidad resulta baja. Por tanto, en la región de las curvas correspondiente a bajos caudales, ligeros incrementos en el caudal circulante produce también un aumento en el hábitat útil para todas las clases de edad, especialmente para las truchas 0+ y 1+. El máximo valor de HPU para los alevines se produce a un caudal de  $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Con caudales más elevados, la profundidad que se alcanza en algunas áreas del cauce resulta más adecuada para las truchas 1+ que ocupan dichas zonas. Así, el hábitat disponible para los juveniles aumenta hasta caudales de  $0.45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , disminuyendo para caudales más elevados. El HPU para las truchas adultas crece según aumenta el caudal circulante hasta los  $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , punto a partir del cuál la ganancia de hábitat útil debido al aumento de la profundidad se equilibra con la pérdida de idoneidad motivada por el incremento en la velocidad de corriente, tomando el HPU un valor prácticamente constante. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.21 \pm 0.04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un estrecho rango comprendido entre  $0.16$  y  $0.30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , por lo que en todos los años del estudio las curvas de HPU de las clases de edad mayores de 0+ se encuentran dentro de la fase ascendente.





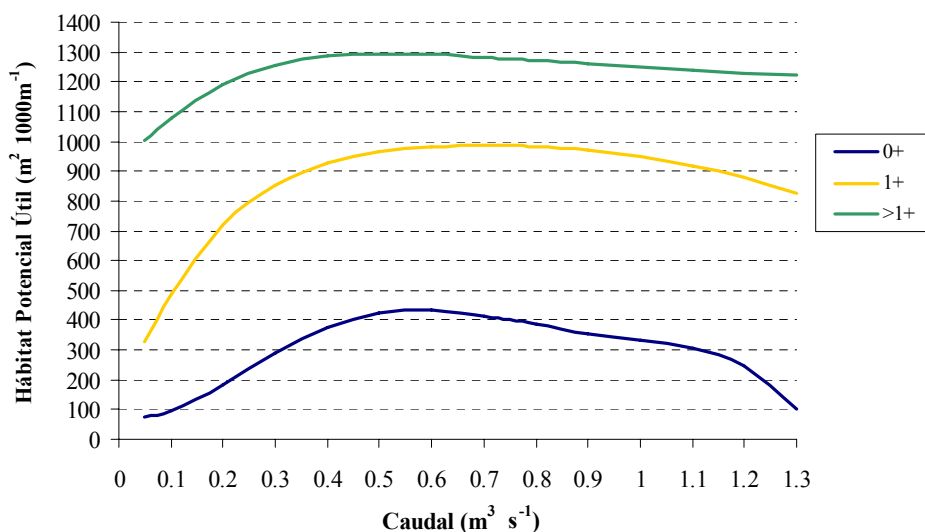
**Figura 3.3.1.20.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Arga en Quinto Real (1420).

En la localidad de Urtasun (1440) se obtuvieron las curvas de HPU expuestas en la Figura 3.3.1.21. El HPU para las truchas de clase de edad 0+ y 1+ aumenta notablemente a medida que se incrementa el caudal circulante hasta valores de  $0,4 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , punto a partir del cuál el hábitat disponible disminuye para ambas clases de edad. Sin embargo, el HPU para las truchas de mayor edad crece de forma continua hasta caudales de  $1,2 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , momento en el que la velocidad de corriente excede el límite del intervalo de velocidades óptimo. El máximo valor de HPU para las truchas 1+ se alcanza a caudales relativamente bajos debido a que la mitad de la superficie del tramo corresponde a una zona de poza de elevada profundidad. Cuando el caudal es bajo, la profundidad media de dicha zona resulta óptima para las truchas juveniles, hecho por el que el hábitat disponible para truchas de edad superior a 1+ es bajo. Cuando aumenta la profundidad del tramo, la zona de poza se torna más adecuada para las truchas de mayor tamaño, por lo que las truchas 1+ pierden hábitat potencialmente útil. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0,60 \pm 0,13 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un estrecho rango comprendido entre  $0,48$  y  $1,0 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ . En el intervalo de caudales estivales registrado durante el periodo de estudio el aumento del caudal circulante produce un aumento en el hábitat disponible para las truchas de clase de edad superior a 1+.



**Figura 3.3.1.21.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Arga en Urtasun (1440).

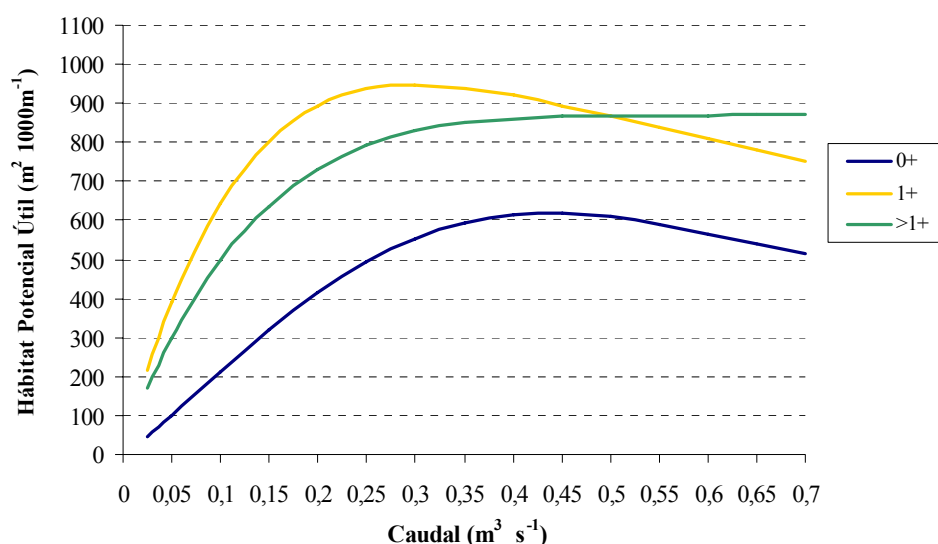
En la localidad de Idoi (1460), la curva perteneciente a las truchas de edad superior a 1+ presenta los valores de HPU más elevados (Figura 3.3.1.22). El máximo hábitat disponible para las distintas clases de edad se alcanza a caudales comprendidos entre 0.5 y 0.7  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , cercanos a la media de los caudales medios estivales registrados durante el periodo de estudio ( $0.70 \pm 0.24 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ). Cuando se supera dichos caudales, el HPU disminuye para todas las clases de edad, de manera más acentuada para las truchas 0+, ya que estas ocupan zonas del cauce con velocidades medias y altas, donde existe refugio frente a estas altas velocidades. No obstante, a pesar del refugio que puedan proporcionar los elementos del cauce, la velocidad de corriente se torna demasiado elevada a caudales superiores a 0.7  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . El rango de caudales medios estivales durante el periodo de estudio se encuentra comprendido entre 0.38 y 1.13  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.22.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Arga en Idoi (1460).

### Cuenca del Ultzama

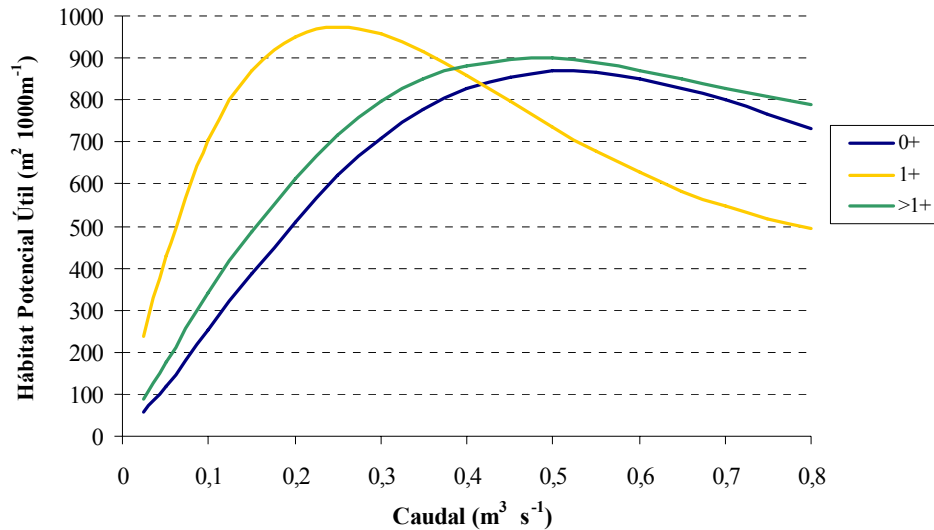
La Figura 3.3.1.23 muestra las curvas de HPU frente al caudal obtenidas para la localidad de Olagüe del río Mediano (1520). El hábitat disponible para las truchas de edad superior a 1+ aumenta con el caudal circulante durante todo el intervalo de caudales simulado. Sin embargo, el HPU para el resto de clases de edad aumenta hasta un máximo para después disminuir a caudales más elevados. Dicho punto de máximo valor de HPU corresponde a caudales entre 0.30 y 0.45  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  para las clases de edad 1+ y 0+, respectivamente. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.17 \pm 0.11 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.06 y 0.41  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . En el intervalo de caudales estivales registrado durante el periodo de estudio el aumento del caudal circulante produce un aumento en el hábitat disponible para las truchas de clase de edad 0+ y mayores de 1+.



**Figura 3.3.1.23.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Mediano en Olagüe (1520).

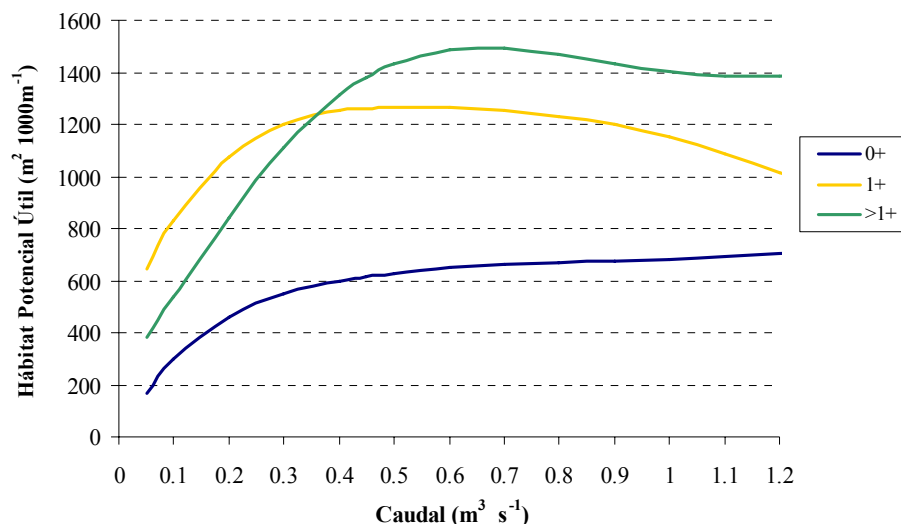
En la localidad del río Ultzama en Iraizotz, las curvas de HPU frente al caudal circulante para las clases de edad 0+ y mayores de 1+ resultan muy similares, difiriendo sustancialmente de la obtenida para las truchas 1+ (Figura 3.3.1.24). Las tres curvas crecen hasta alcanzar el máximo valor de HPU para a continuación disminuir a medida que aumenta el caudal. Este máximo valor se produce en las curvas de las truchas 0+ y mayores de 1+ a caudales de 0.5  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . Sin embargo, el máximo valor de hábitat utilizable por las truchas 1+ se produce a caudales más bajos (0.25  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), mostrando la curva una tendencia decreciente más acusada que en el resto de clases de edad. Esto se debe a que seleccionan zonas del cauce donde existe refugio y una profundidad media. Cuando circulan caudales bajos estas áreas son relativamente abundantes. El aumento del caudal produce un aumento en la profundidad de dichas zonas, que pasan a ser más adecuadas para las truchas de mayor edad. El hecho de que la mayor parte del tramo

corresponde a zonas sin refugio repercute en la posibilidad de encontrar nuevas zonas idóneas en términos de profundidad y velocidad de corriente, por lo que el hábitat utilizable por las truchas 1+ disminuye considerablemente cuando circulan caudales altos. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.20 \pm 0.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.08$  y  $0.47 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Por tanto, en todo el rango de caudales observado durante el periodo de estudio, el hábitat disponible para las truchas 0+ y mayores de 1+ aumenta a medida que lo hace el caudal circulante.



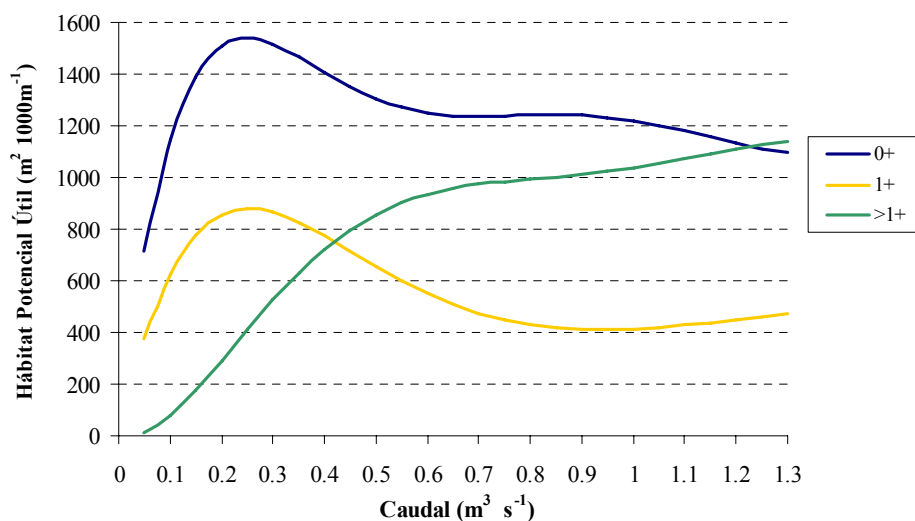
**Figura 3.3.1.24.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ultzama en Iraizotz (1620).

En la Figura 3.3.1.25 se muestran las curvas de HPU obtenidas en la localidad de Latasa (1625). La curva perteneciente a la clase de edad 0+ exhibe una tendencia creciente para todo el rango de caudales simulado. Esto se debe a la morfología del tramo que presenta un perfil abierto, por lo que el aumento del caudal circulante produce una considerable ampliación de la superficie mojada e incrementos en la profundidad menos acusados que en perfiles más encajados. Así, la pérdida de idoneidad en algunas zonas del cauce debido al aumento de la profundidad resulta menor que la nueva superficie utilizable en las orillas del cauce. A pesar de presentar esta tendencia creciente, los valores de HPU son inferiores al del resto de clases de edad en todo el rango de caudales simulados. El máximo valor de hábitat disponible para truchas 1+ se alcanza a caudales de  $0.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , mostrando desde dicho punto una tendencia ligeramente decreciente que se vuelve más marcada cuando el caudal circulante supera los  $0.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El máximo valor de HPU para las truchas de edad superior a 1+ se produce a caudales más elevados ( $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), disminuyendo para caudales mayores. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.40 \pm 0.25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.15$  y  $0.95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.25.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ultzama en Latasa (1625).

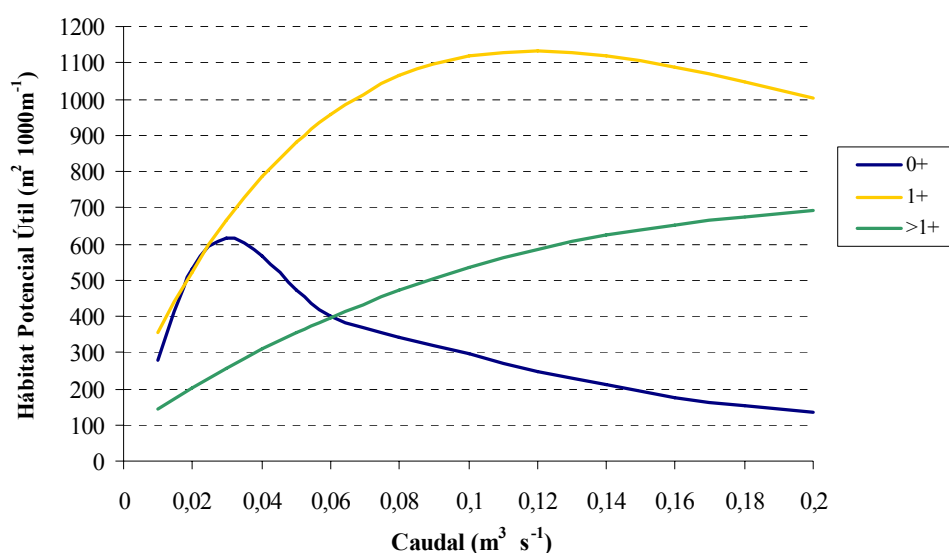
En la localidad de Olave (1630), el hábitat disponible para las truchas de mayor edad aumenta con el caudal circulante en todo el intervalo de caudales simulados. En años de bajos caudales, el hábitat disponible para las truchas 0+ y 1+, en especial para los alevines, es muy superior al de las truchas de edad superior, debido a la escasa profundidad del tramo. El máximo valor de HPU para las truchas 0+ y 1+ se alcanza a caudales de  $0.25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , disminuyendo paulatinamente para caudales más elevados en las truchas 0+. La curva de HPU para las truchas 1+ decrece hasta caudales de  $0.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  para mostrar una tendencia creciente a caudales mayores pues las zonas óptimas se desplazan hacia las orillas del cauce, las cuales no resultan útiles con caudales bajos y medios. No obstante, la clase de edad 0+ presenta los valores de HPU más elevados para todo el rango de caudales simulado. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.57 \pm 0.35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.32$  y  $1.25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.26.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ultzama en Olave (1630).

### Cuenca del Arakil

Debido al escaso caudal circulante que se registra durante el periodo estival en la localidad de Lizarragabengoa del arroyo Lizarrusti (1760) las características de hábitat del tramo resultan más favorables para las truchas de menor edad y tamaño (Figura 3.3.1.27). El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.021 \pm 0.011 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.005$  y  $0.05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , por lo que en todos los años analizados el hábitat disponible para alevines y juveniles es muy superior que el disponible para las truchas de edad superior. La curva de HPU para las truchas de clases de edad mayores de 1+ muestra una tendencia creciente en todo el rango de caudales simulado. La curva de HPU perteneciente a la clase de edad 1+ presenta los valores más elevados a partir de  $0.04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , mostrando una tendencia creciente muy fuerte hasta los  $0.12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . El máximo hábitat utilizable se produce a  $0.04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , punto a partir del cuál disminuye el hábitat disponible debido a mecanismos de competencia frente con el resto de clases de edad, en especial con las truchas 1+ que desplazan a los alevines hacia zonas del cauce menos favorables.

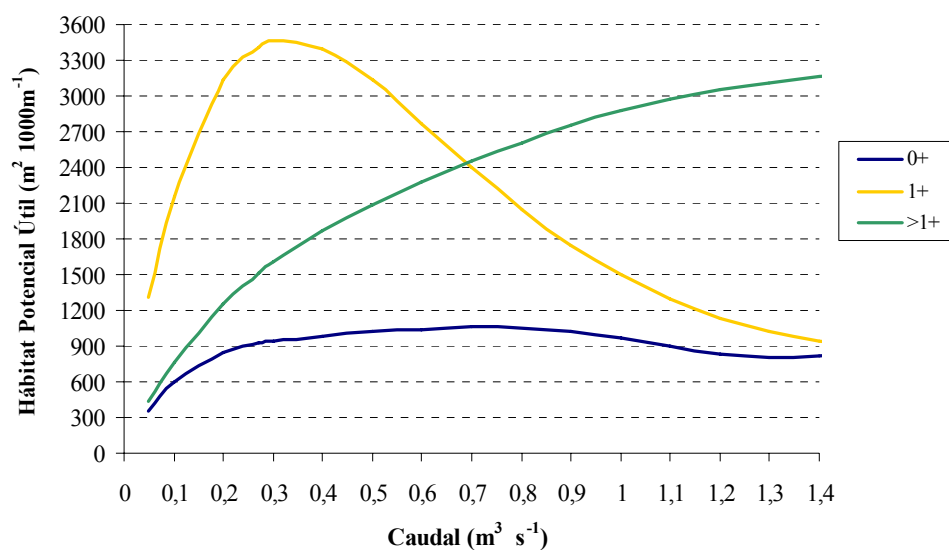


**Figura 3.3.1.27.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del arroyo Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760).

### Cuenca del Larraun

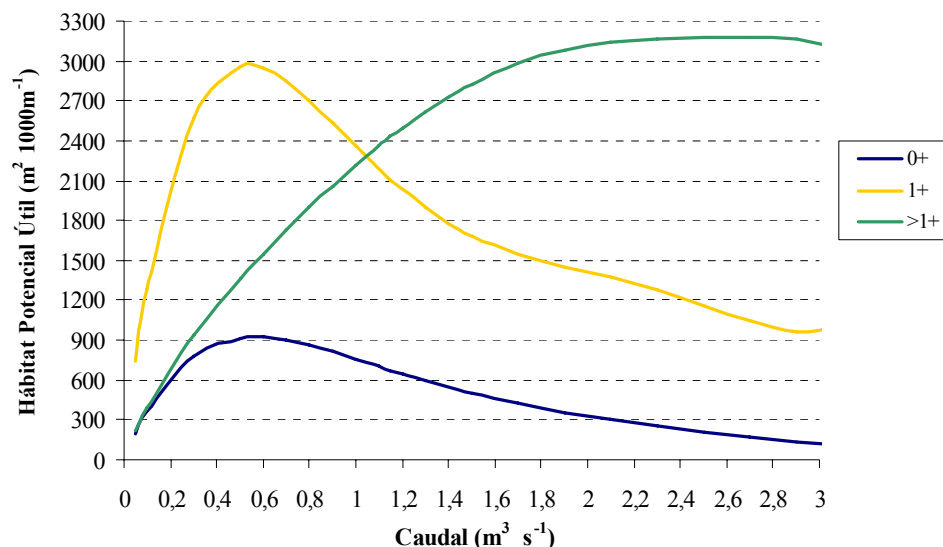
En la Figura 3.3.1.28 se observan las curvas de HPU obtenidas en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820). El hábitat utilizable por las truchas de edad superior a 1+ aumenta con el caudal en todo el intervalo de caudales simulado. Las curvas pertenecientes a las clases de edad 0+ y 1+ muestran un mayor crecimiento en la zona de bajos caudales. De hecho, el máximo hábitat disponible para las truchas 1+ se produce a caudales relativamente bajos ( $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), disminuyendo de forma continua

según aumenta el caudal. Este hecho se encuentra motivado porque más de la mitad de la superficie del tramo corresponde a una zona de poza y las truchas 1+ ocupan gran parte de dicha zona cuando los caudales son bajos. Al aumentar el caudal y, consecuentemente, la profundidad, las truchas 1+ son desplazadas de las zonas más profundas por las truchas de mayor edad y tamaño. Por otro lado, el hábitat disponible para los alevines aumenta considerablemente con el caudal en la zona de bajos caudales, hasta  $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a partir de dicho punto el crecimiento es menor aunque continuo hasta  $0.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  donde se produce el valor más elevado de HPU. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.55 \pm 0.41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.09$  y  $1.34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



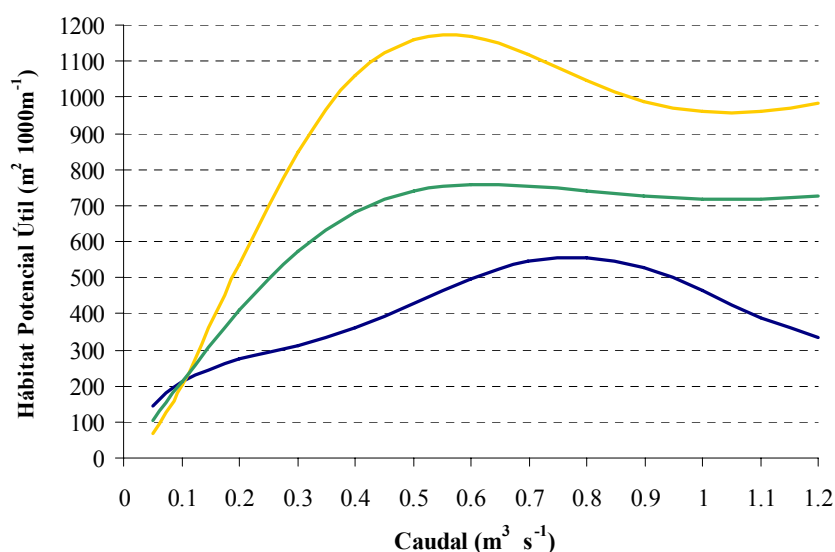
**Figura 3.3.1.28.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820).

Las curvas obtenidas en la localidad de Latasa (1830) siguen un patrón similar a las obtenidas en la localidad de Mugiro (1820), salvo la curva perteneciente a las truchas 0+ que exhibe ciertas diferencias (Figura 3.3.1.29). El comportamiento de las curvas pertenecientes a las truchas de clase de edad 1+ y de mayores de 1+ se debe al mismo motivo que en la localidad de Mugiro, aunque en Latasa la proporción de tramo representada por la zona de poza es incluso superior. Así, cuando circulan caudales bajos, la clase de edad 1+ es la que presenta una mayor disponibilidad de hábitat, mientras que cuando circulan caudales elevados la mayor disponibilidad de hábitat corresponde a las truchas adultas. Por otro lado, el máximo valor de HPU para los alevines se produce también a bajos caudales ( $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), disminuyendo el hábitat utilizable cuando el caudal aumenta. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $1.36 \pm 0.79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.68$  y  $2.83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.29.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Larraun en Latasa (1830).

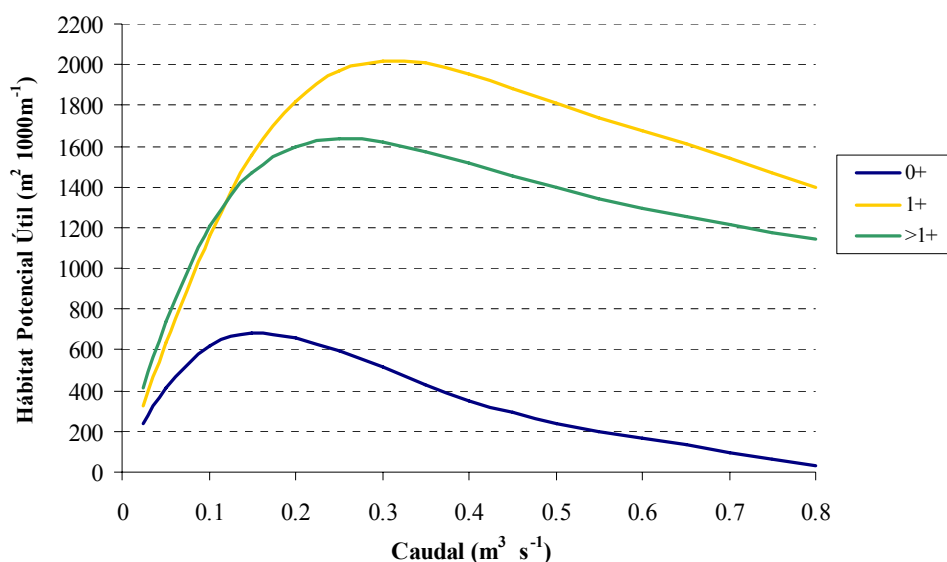
En la localidad de Udabe del río Basaburua (1930), la clase de edad 1+ presenta los valores de hábitat utilizable más elevados (Figura 3.3.1.30). Los máximos valores de HPU para las distintas clases de edad se alcanzan a caudales comprendidos entre 0,6 y 0,8  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , momento a partir del cuál la pérdida de hábitat óptimo para truchas 0+ y 1+ debido al aumento de profundidad y velocidad de corriente resulta superior a la ganancia de hábitat utilizable en nuevas zonas del cauce. El hábitat disponible para las truchas de mayor edad toma valores relativamente constantes, ya que la pérdida de hábitat disponible debido al aumento de la velocidad se equilibra con el incremento de las áreas del cauce idóneas al aumentar la profundidad. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0,42 \pm 0,23 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango entre 0,11 y  $0,95 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.30.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Basaburua en Udabe (1930).



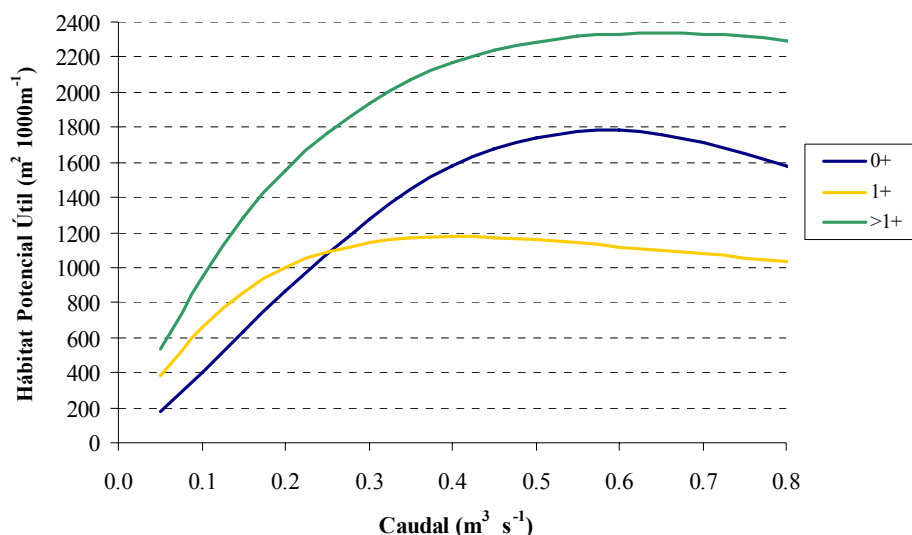
En la Figura 3.3.1.31 se aprecia que las curvas de HPU obtenidas en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940) para las distintas clases de edad presentan una forma similar aunque variando la situación del máximo absoluto. El máximo hábitat disponible para las truchas 0+ se alcanza al valor de caudal de  $0.15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , que coincide con la media del caudal medio estival registrado durante el periodo de estudio ( $0.15 \pm 0.08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). El máximo valor de HPU para las truchas mayores de 0+ se alcanza a caudales más elevados, del orden del doble que en el caso de las truchas 0+. Caudales superiores a  $0.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  producen velocidades de corriente mayores que el valor óptimo, por lo que el HPU disminuye. El hecho de que el máximo valor de HPU para las truchas mayores de 1+ se alcance a caudales más bajos que para las truchas 1+ se debe precisamente a que estas últimas muestran una mayor preferencia por zonas de velocidades medias. El rango de caudales estivales medios registrados durante el periodo de estudio se encuentra comprendido entre  $0.04$  y  $0.35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.31.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940).

### Cuenca del Ubagua

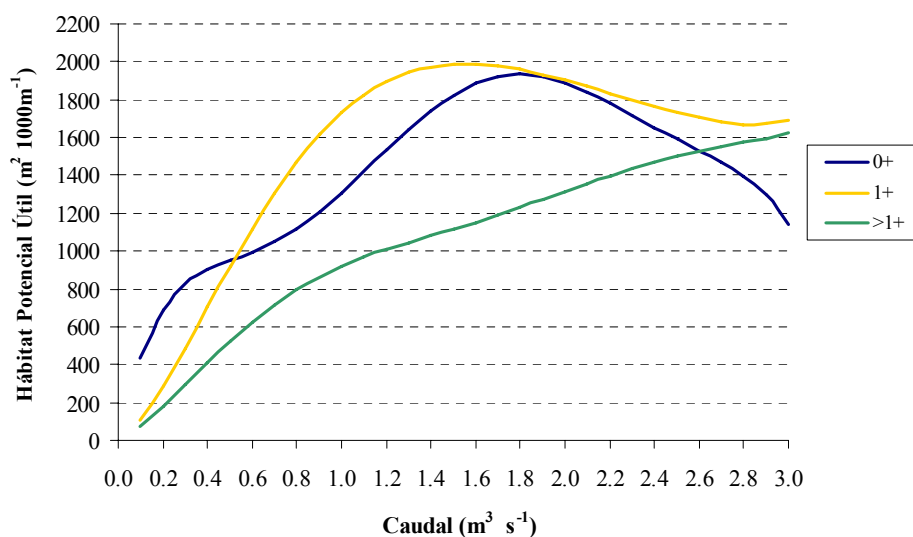
En la Figura 3.3.1.32 se representan las curvas de HPU frente al caudal obtenidas para la localidad de Riezu del río Ubagua (2065). El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.13 \pm 0.04 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.09$  y  $0.22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Por tanto, como se puede apreciar en la figura, los caudales registrados se encuentran dentro de la fase ascendente de las curvas generadas para todas las clases de edad, en la zona de mayor pendiente. Así, un incremento en el caudal circulante provoca un aumento muy acusado del hábitat disponible. A la inversa, disminuciones en el caudal circulante, ya sean debidas a variaciones naturales o producidas por detracciones de agua, tienen efectos muy negativos sobre la disponibilidad de hábitat en todas las etapas del desarrollo.



**Figura 3.3.1.32.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ubagua en Riezu (2065).

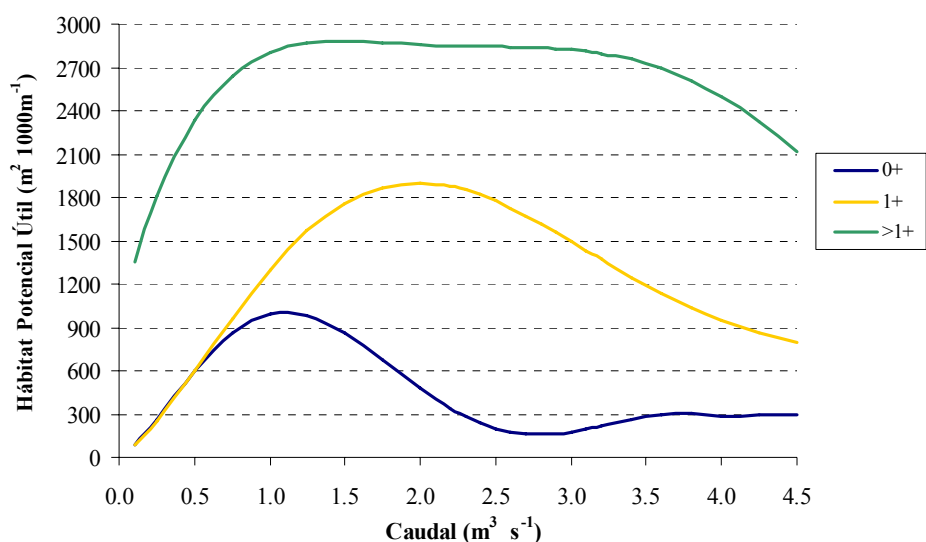
### Cuenca del Ega

En la localidad del río Ega en Zúñiga (2120), la curva de HPU obtenida para las truchas de clases de edad mayores de 1+ exhibe una tendencia creciente en todo el rango de caudales simulados. Las curvas obtenidas para las clases de edad 0+ y 1+, muestran una tendencia creciente muy marcada hasta valores medios de caudal, entre 1.6 y 1.8  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , disminuyendo el hábitat disponible para caudales más elevados. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.56 \pm 0.70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , con un rango muy amplio comprendido entre 0.10 y 2.63  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Teniendo en cuenta el valor medio y la desviación típica de los caudales medios estivales, estos se encuentran dentro de la fase ascendente de las curvas obtenidas para todas las clases de edad, en las que un aumento del caudal circulante deriva en un fuerte aumento en el hábitat utilizable.



**Figura 3.3.1.33.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ega en Zúñiga (2120).

Las características del microhábitat de la localidad de Legaria (2130) resultan más adecuadas para las truchas de mayor edad, presentando los valores de HPU más altos (Figura 3.3.1.34). El máximo valor de hábitat disponible para las truchas de edad 1+ y mayores se alcanza a caudales medios, entre 1.5 y 2  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ . Debido a que es un tramo donde predominan las zonas de corrientes con altas velocidades, cuando el caudal circulante es elevado, la velocidad de la corriente resulta inadecuada para las truchas. El hábitat disponible para las truchas de mayor edad decrece de forma más suave, ya que el aumento en profundidad compensa en parte este excesivo aumento de la velocidad. La máxima disponibilidad de hábitat para los alevines se produce a caudales de 1  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , punto en el que se alcanza la profundidad y velocidad óptima para las truchas 0+. Debido al perfil encajado del tramo, el aumento en el caudal circulante produce un incremento grande en la profundidad, disminuyendo así la idoneidad del tramo para esta etapa del desarrollo. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $1.43 \pm 1.18 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.61 y  $4.44 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ .

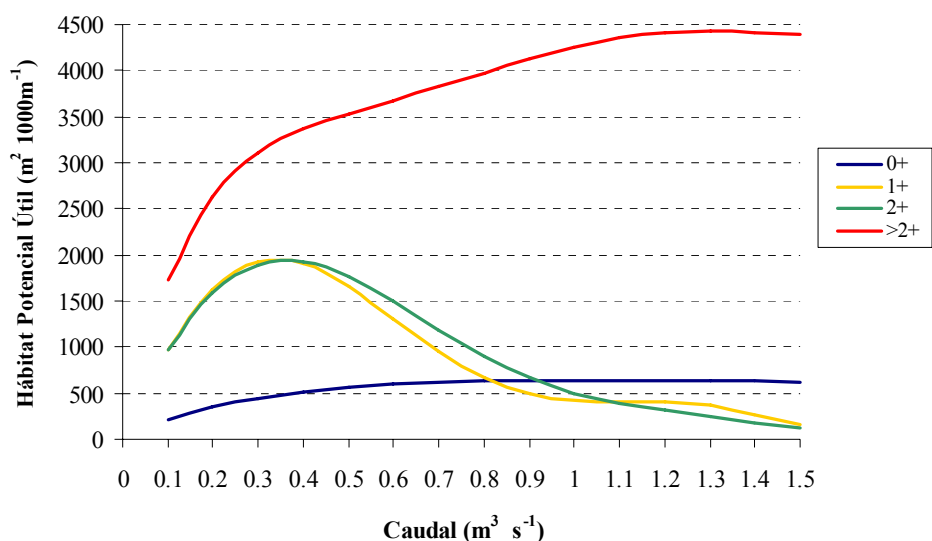


**Figura 3.3.1.34.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Ega en Legaria (2130).

### Cuenca del Urederra

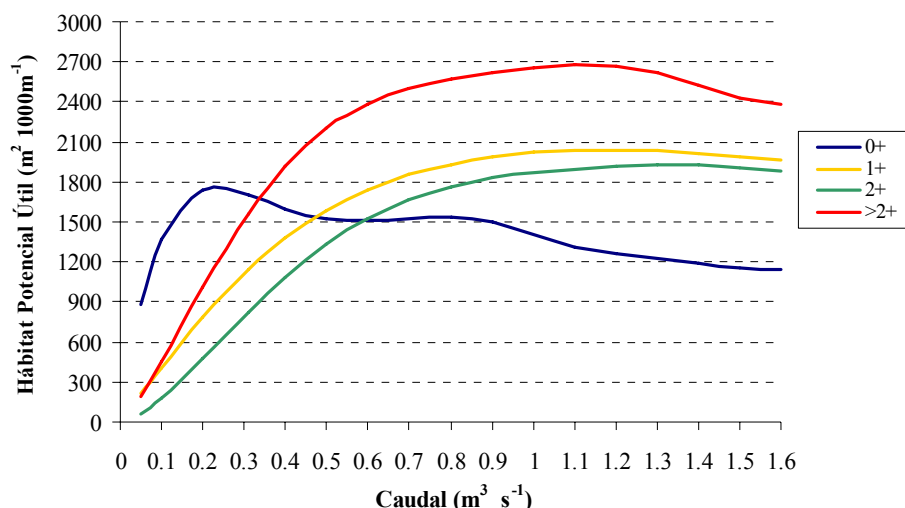
La localidad de Zudaire del río Urederra (2220) está conformada en su mayor parte por una zona de pozas de gran extensión y elevada profundidad. Así, el hábitat resulta muy adecuado para las truchas de mayor edad y tamaño, especialmente para las clases de edad mayores de 2+ (Figura 3.3.1.35). De hecho, el HPU para las truchas mayores de 2+ aumenta con el caudal circulante en todo el rango de caudales simulado. Las curvas pertenecientes a las clases de edad 1+ y 2+ alcanzan su máximo HPU a caudales relativamente bajos ( $0.35 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ), donde la zona de poza presenta una profundidad óptima para estas clases de edad, siendo desplazadas por las truchas de mayor edad a caudales más elevados. Los alevines seleccionan las zonas periféricas, de

menor profundidad y mayor velocidad para eliminar el riesgo de depredación. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.65 \pm 0.33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.41$  y  $1.46 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



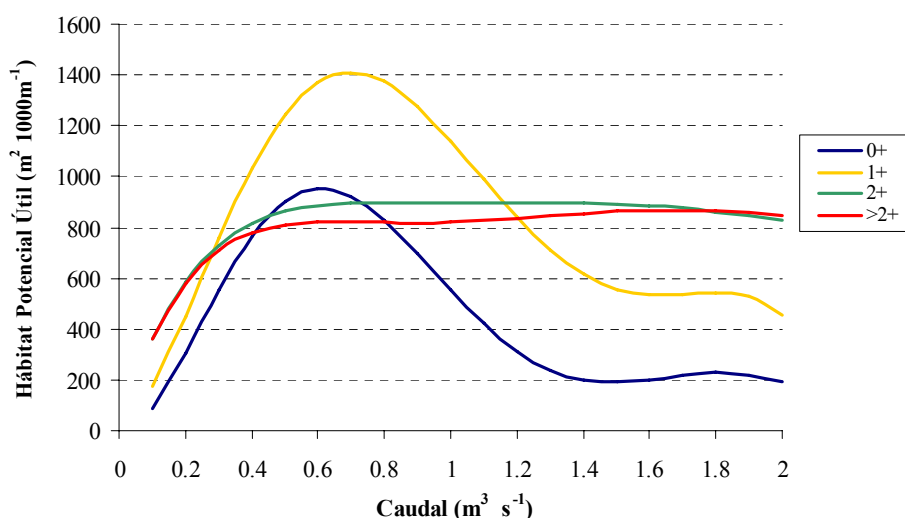
**Figura 3.3.1.35.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220).

En la Figura 3.3.1.36 se representan las curvas de HPU frente al caudal obtenidas para la localidad de Artaza (2225). Las curvas de todas las clases de edad mayores de 0+ muestran una tendencia creciente hasta caudales comprendidos entre  $1.1$  y  $1.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a partir de los cuáles el hábitat utilizable disminuye. Por el contrario, el máximo valor de HPU para las truchas 0+ se alcanza a caudales muy bajos ( $0.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), mostrando una tendencia decreciente a partir de dicho punto. Esta diferencia se explica por las características geomorfológicas del tramo, en el que la mitad de la superficie corresponde a una zona de poza y el resto a una zona de tabla rápida. Cuando los caudales son bajos, el hábitat disponible para las truchas 0+ es muy abundante, ya que las condiciones de profundidad y velocidad son óptimas, seleccionando las zonas de tabla y las áreas más someras de la zona de poza. En estas condiciones, el hábitat disponible para las truchas de mayor edad es muy escaso. Sin embargo, a medida que aumenta el caudal circulante, la zona de poza es ocupada por las truchas de mayor edad en la parte más profunda, y por las truchas 1+ en las áreas más someras, desplazando a las truchas 0+ a otras zonas. Así, el HPU de los alevines disminuye, estabilizándose en un valor relativamente constante, debido a la ocupación de nuevas zonas en las orillas, hasta caudales de  $0.85 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , cuando el hábitat utilizable comienza a decrecer por el aumento de la velocidad de corriente. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.65 \pm 0.33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre  $0.41$  y  $1.46 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.36.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Urederra en Artaza (2225).

En la Figura 3.3.1.37 se aprecia que las curvas de HPU obtenidas en la localidad de Artavia (2230) para las truchas de las clases de edad 0+ y 1+ tienen un comportamiento similar. Sin embargo, las curvas pertenecientes a las truchas de clase de edad 2+ y mayores muestran un patrón idéntico, que difiere de las primeras. Las curvas para las truchas mayores de 1+ exhiben una tendencia ascendente hasta valores de 0.6  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , entrando en una fase de valores relativamente constantes o ligeramente creciente. Las curvas pertenecientes a las truchas 0+ y 1+ muestran una tendencia fuertemente creciente a bajos caudales, por lo que pequeños aumentos en el caudal producen un gran incremento en el hábitat útil. El máximo valor de HPU se alcanza a caudales de 0.6-0.7  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  disminuyendo de forma brusca para caudales superiores. El caudal estival medio durante el periodo de estudio fue de  $0.84 \pm 0.43 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , con un rango comprendido entre 0.54 y 1.98  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .



**Figura 3.3.1.37.** Relación entre el hábitat potencial útil y el caudal circulante para las clases de edad estudiadas en la localidad del río Urederra en Artavia (2230).

### 3.3.2. Análisis comparado entre localidades del HPU

Se llevó a cabo la agrupación de las localidades estudiadas en función del Hábitat Potencial Útil (HPU) simulado para los 12 años del periodo de estudio. Debido a la heterogeneidad existente en los tramos estudiados en cuanto a las características morfológicas, se utilizó la variable HPU/anchura cauce ( $\text{m}^2$  de HPU por hectárea de cauce) para poder comparar los resultados obtenidos entre localidades.

El HPU de la clase de edad 0+ presentó diferencias significativas entre el conjunto de ríos y localidades estudiados (ANOVA,  $F_{36,382}=87.8$ ,  $p<0.001$ ). Las diferencias obtenidas en el contraste de medias a posteriori de los valores de HPU (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ), reflejan la existencia de cuatro grupos homogéneos. El primer grupo presenta valores de HPU muy elevados (media  $2201.2 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $2021\text{-}2399 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) y englobaría a las localidades de Quinto Real (1420) y Urtasun del río Arga, y el río Arrañosín (1220). El segundo grupo está determinado por presentar valores de HPU altos (media  $1094.3 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $916\text{-}1621 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) y agruparía a las localidades de Virgen de las Nieves (1110) y Orbaitzeta (1130) del río Irati, Olave (1630) del río Ultzama, Mugiro (1820) del río Larraun, Artaza (2225) del río Urederra y el arroyo Orokieta (1940). El tercer grupo caracterizado por tener valores de HPU medios (media  $673.8 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $554\text{-}811 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) abarca a la mayor parte de las localidades estudiadas: Isaba (110), Roncal (120) y Uztárroz (320) de la cuenca del río Eska, ríos Zatoia (930) y Legartza (1136), localidad de Uriz (1260) del río Urrobi, río Sorogain (1310) y localidad de Erro (1330) en la cuenca del río Erro, río Mediano (1520) y localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) de la cuenca del río Ultzama, arroyos Lizarrusti (1760) y Ubagua (2065), localidad de Latasa (1830) en el río Larraun, las dos localidades estudiadas en el río Ega y la localidad de Artavia (2230) del río Urederra. Finalmente, existe un cuarto grupo que presenta valores de HPU bajos (media  $382.5 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $213\text{-}497 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) formado por el resto de localidades analizadas.

El HPU de la clase de edad 1+ también mostró diferencias significativas entre las localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{36,382}=51.9$ ,  $p<0.001$ ). A partir del análisis comparado de los valores medios (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ) se pueden establecer cinco grupos de localidades. El primer grupo está constituido exclusivamente por el arroyo Orokieta (1940) que presenta valores de HPU muy elevados (media  $4053.4 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ). El segundo grupo de localidades alcanza valores altos de HPU (media  $2920.7 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $2661\text{-}3240 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) y está conformado por el río Arrañosín (1220) y la localidad de Espinal (1250) de la cuenca del río Urrobi, las localidades de Quinto Real (1420) y Urtasun del río Arga y la localidad de Mugiro (1820) del río Larraun. El tercer grupo está integrado por tramos de valores de HPU intermedios (media  $1696.2 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ , rango  $1144\text{-}2364 \text{ m}^2$  de HPU  $\text{ha}^{-1}$ ) y engloba a la mayor parte de las localidades estudiadas, Isaba (110), Belagua (210) y Uztárroz (320) de la

cuenca del río Eska, Eskaroz (710), Güesa (720) y el río Zatoia (930) en la cuenca del río Salazar, todas las localidades estudiadas en la cuenca del río Irati, Uriz en el río Urrobi, Sorogain (1310) y Erro (1330) en la cuenca del río Erro, Idoi (1460) en el río Arga, río Mediano (1520) y las localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) en la cuenca del río Ultzama, Latasa (1830) en el río Larraun, y las localidades de Artaza (2225) y Artavia (2230) en el río Urederra. El cuarto grupo está formado por localidades caracterizadas por presentar valores de HPU bajos (media 936.8 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 813-1039 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) e integra a las localidades de Roncal (120) del río Eska, Aspurz (740) del río Salazar, Zunzarren (1340) del río Erro, Udabe (1930) del río Basaburua, Legaria (2130) del río Ega, Zudaire (2220) del río Urederra, el arroyo Lizarrusti (1760) y el río Ubagua (2065). Finalmente, existe un quinto grupo que reúne al resto de localidades estudiadas y presenta valores de HPU muy bajos (media 441.8 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 246-575 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>).

Por último, el HPU calculado para las clases de edad mayores de 1+ también mostró diferencias significativas entre las localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{36,382}=186.7$ ,  $p<0.001$ ). El análisis comparado de los valores medios (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ) permitió establecer cuatro grupos de localidades. El primer grupo está constituido por localidades que presentan valores de HPU muy elevados (media 3988.0 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 3691-4736 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) e integra al río Uztárroz (320), arroyo Orokieta (1940) y la localidades de Aspurz (740) del río Salazar, y Zudaire y Artaza (2225) del río Urederra. El segundo grupo está determinado por presentar altos valores de HPU (media 2435.8 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 1967-2766 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) y agruparía a las localidades de Isaba (110) del río Eska, Güesa (720) del río Salazar, al río Legartza (1136) de la cuenca del río Irati, río Arrañosín (1220) y localidad de Uriz (1260) en la cuenca del río Urrobi, río Sorogain (1310) y localidad de Erro (1330) en la cuenca del río Erro, las dos localidades estudiadas en el río Larraun y la localidad de Legaria (2130) en el río Ega. El tercer grupo caracterizado por tener valores medios de HPU (media 1456.4 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 1274-1730 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) y que abarca a las localidades de Roncal (120) y Burgui (130) y al río Belagua (210) de la cuenca del río Eska, la localidad de Eskaroz (710) y el río Zatoia (930) en la cuenca del río Salazar, las localidades de Virgen de las Nieves (1110) y Orbaitzeta (1130) del río Irati, Espinal (1250) del río Urrobi, Urtasun (1440) e Idoi (1460) del río Arga, río Mediano (1520) y localidad de Iraizotz (1625) en la cuenca del río Ultzama, río Ubagua (2065) y la localidad de Artavia (2230) del río Urederra. Finalmente, existe un cuarto grupo que presenta valores de HPU bajos (media 577.7 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>, rango 350-849 m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) y que está formado por el resto de localidades analizadas.

Los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat nos ofrecen una idea de la potencialidad que las características del hábitat físico de las distintas localidades ofrecen para albergar poblaciones estables de Trucha Común. Estos valores de HPU calculados dependen de las combinaciones que se producen entre las distintas variables de microhábitat analizadas al variar el caudal circulante. Por tanto, la cantidad, calidad y variabilidad del HPU vendrán determinadas por el efecto interactivo de la profundidad, velocidad, sustrato y refugio. En el análisis anterior se observó la existencia de diferencias significativas en el HPU calculado para las distintas clases de edad entre las localidades. Por ello, se ha llevado a cabo un análisis para conocer cuáles son las variables y/o las interacciones entre variables que determinan estas variaciones del HPU entre los ríos estudiados.

La variación del HPU en las truchas 0+ está determinada principalmente por la interacción entre la velocidad de la corriente y la cantidad de refugio disponible frente a elevadas velocidades de corriente. Sin embargo, se observaron diferencias en el comportamiento de dicha interacción entre las localidades situadas en los tramos de cabecera y las localizadas en los tramos trucheros medios y bajos de los ríos estudiados. En las localidades de cabecera, la cantidad de HPU para las truchas 0+ está determinada por la interacción entre la velocidad de la corriente, el porcentaje de gravas y la cantidad de refugio disponible frente a la velocidad de corriente (Modelo Lineal General,  $r=0.54$ ,  $F_{1,21}=8.25$ ,  $p<0.01$ ). Así, las localidades que tienen valores de HPU para alevines más elevados presentan velocidades de corriente medias o altas, elevados porcentajes de gravas y una alta disponibilidad de refugio frente a las altas velocidades de corriente. En los tramos medios y bajos de los ríos, el HPU para truchas 0+ depende únicamente de la interacción entre la velocidad de la corriente y la cantidad de refugio disponible frente a la velocidad de corriente (Modelo Lineal General,  $r=0.67$ ,  $F_{1,12}=8.33$ ,  $p<0.05$ ), siendo independiente en este caso del porcentaje de gravas.

El HPU para juveniles depende principalmente de la profundidad y la cantidad de refugio total disponible (Modelo Lineal General,  $r=0.51$ ,  $F_{2,34}=5.46$ ,  $p<0.01$ ). La disponibilidad de hábitat aumenta al disminuir la profundidad y al aumentar la cantidad de refugio disponible en la localidad.

Finalmente, el HPU para las truchas mayores de 1+ está determinado por el efecto interactivo entre la profundidad y la cantidad de refugio combinado disponible (Modelo Lineal General,  $r=0.63$ ,  $F_{1,35}=21.44$ ,  $p<0.0001$ ) que se relaciona con la proporción de zonas de poza existentes en la localidad.



### 3.3.3. Relación entre el HPU y la densidad estimada

Se utilizó de nuevo la variable HPU/anchura cauce ( $\text{m}^2$  de HPU por hectárea de cauce) para poder comparar los resultados obtenidos entre localidades.

Posteriormente, se realizaron análisis de correlaciones simples entre el HPU calculado y las densidades estimadas durante los 12 años del periodo de estudio en las 37 localidades estudiadas ( $N=418$ ). Se observó una relación positiva y muy significativa entre el HPU y la densidad estimada por clases de edad y para la totalidad de las clases de edad en todas las localidades ( $p<0.001$ ).

Los análisis de regresiones lineales simples mostraron que el hábitat disponible explica el 35.7, 44.7, 27.1 y 40.0% de la variación espacio-temporal (entre años y localidades) en la densidad de truchas 0+, 1+, mayores de 1+, y total, respectivamente (Tabla 3.3.2.1).

**Tabla 3.3.3.1.** Resultados de los análisis de regresión lineal simple entre la densidad y el Hábitat Potencial Útil (HPU) total y por clases de edad.

Variable dependiente	Variable independiente	N	F	R <sup>2</sup>	P
Densidad 0+	HPU 0+	418	230.8	0.357	<0.001
Densidad 1+	HPU 1+	418	334.7	0.447	<0.001
Densidad >1+	HPU >1+	418	154.5	0.271	<0.001
Densidad total	HPU total	418	277.6	0.400	<0.001

Cuando se llevó a cabo el mismo análisis pero utilizando los valores medios de los doce años del periodo de estudio se obtuvieron resultados similares (Tabla 3.3.2.2). De nuevo, se apreció que ambas variables se encuentran relacionadas de forma positiva y muy significativa ( $p<0.001$ ) para todas las clases de edad y el total del tramo. El HPU explica el 68.9, 67.4, 39.7 y 58.4% de la varianza entre localidades ( $N=37$ ) de la densidad de truchas de las clases de edad 0+, 1+, mayores de 1+ y total, respectivamente.

**Tabla 3.3.3.2.** Resultados de los análisis de regresión lineal simple entre la densidad y el Hábitat Potencial Útil (HPU) total y por clases de edad.

Variable dependiente	Variable independiente	N	F	R <sup>2</sup>	P
Densidad 0+	HPU 0+	37	77.5	0.689	<0.001
Densidad 1+	HPU 1+	37	72.5	0.674	<0.001
Densidad >1+	HPU >1+	37	23.0	0.397	<0.001
Densidad total	HPU total	37	40.2	0.584	<0.001

### 3.4. Discusión

Debido a la gran heterogeneidad existente entre las localidades estudiadas se observaron diferentes patrones de variación de la relación entre el HPU y el caudal.

La cantidad de hábitat utilizable por las distintas clases de edad para un caudal determinado calculada mediante el PHABSIM es una función de los diferentes tipos de sustrato y refugio presentes, así como de las profundidades y velocidades de corriente simuladas para dicho caudal. Sin embargo, los modelos del PHABSIM no simulan cambios en las características estructurales del cauce (sustrato y refugio) debidos a variaciones en el caudal circulante, por lo que la idoneidad de cualquier zona del cauce permanece constante en términos del índice de cauce, siendo independiente del caudal que circula. Así, el índice de idoneidad del índice de cauce tiene básicamente un efecto multiplicador sobre los resultados de HPU obtenidos, influyendo en la magnitud de los valores de HPU, pero no en la forma de la curva del HPU frente al caudal. Las características estructurales del cauce, especialmente el refugio disponible, van a determinar en gran medida la cantidad total de hábitat físico disponible, ya que las truchas ocuparán preferentemente las zonas que puedan proporcionar un refugio efectivo. Sin embargo, estas características no influyen de ninguna forma en las variaciones del HPU en relación a los cambios en el caudal circulante. Las características hidráulicas de la corriente, profundidad y velocidad, son las que determinan el patrón de variación del hábitat potencial útil.

El patrón de las condiciones hidráulicas presentes en la localidad va a estar determinado por la interacción existente entre la morfología del cauce y el caudal circulante, los cuáles son variables tanto en el espacio como en el tiempo, creando así un mosaico dinámico de hábitats hidráulicos (Bovee 1982, Maddock 1999). Por tanto, el perfil transversal y longitudinal del tramo, así como la distribución de los mesohábitats presentes en éste, van a establecer la forma de la curva del HPU frente al caudal.

En las localidades analizadas, de forma general, el mayor incremento en la disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad se produce en la zona de bajos caudales. En esta zona de la curva, pequeños incrementos en el caudal circulante generan un gran aumento del HPU. De forma inversa, detracciones de agua en años de bajo caudal producen un descenso dramático en la disponibilidad de hábitat, de efectos muy negativos para las poblaciones de Trucha Común, especialmente en las localidades de hábitats homogéneos en las que predominen mesohábitats de escasa profundidad.

La curva de HPU por caudal mantiene una tendencia creciente en la zona de caudales medios, aunque con una pendiente menor que en la zona de bajos caudales. El hábitat disponible aumenta con el caudal hasta la situación en que la idoneidad de las zonas más óptimas empieza a decrecer, resultando esta disminución mayor que la creación de nuevas zonas óptimas. Este momento se alcanza cuando el caudal circulante produce en las zonas óptimas unas velocidades de corriente excesivas que superan el

rango de preferencia óptimo de las distintas clases de edad, o cuando el aumento en profundidad convierte a estas zonas en áreas óptimas para truchas de mayor tamaño. En tramos con perfiles transversales abiertos, esta situación se alcanza a caudales más elevados, ya que el aumento del caudal provoca que se inunden las zonas del margen del cauce, de profundidad y velocidad de corriente bajas, que pueden ser aprovechadas por las truchas de menor edad. En este caso, el incremento del caudal produce un desplazamiento de las áreas favorables para los alevines y juveniles hacia las orillas. No obstante, en tramos donde las orillas presenten una elevada degradación por sustitución de la vegetación de ribera o por problemas de erosión, estas zonas marginales mostrarán una baja idoneidad aportando poco al HPU del tramo.

En tramos con perfiles encajados la situación es distinta. Los incrementos en el caudal proporcionan escasas zonas nuevas utilizables en los márgenes. Así, a medida que se eleva el caudal circulante, se experimenta un progresivo aumento de la profundidad y velocidad de la corriente. En consecuencia, en tramos donde predominan los hábitats de rápidos o corrientes, los caudales elevados provocan un fuerte descenso en el HPU. Por el contrario, en tramos donde predominan las pozas o las tablas, el descenso del HPU se produce a caudales más elevados y de forma menos brusca, siendo más acusado para las truchas de menor edad, ya que el aumento en la profundidad favorece a las truchas adultas.

Esta diferenciación en la disponibilidad de hábitat para alevines y juveniles, desplazamiento lateral de las zonas óptimas (perfiles abiertos) o disminución de las áreas favorables (perfiles encajados), ha sido descrita en otros estudios de Trucha Común (Valentin *et al.* 1996) y en otras especies (Maddock *et al.* 2004).

También tiene una gran importancia la distribución de los distintos mesohábitats en el tramo. En tramos de hábitats heterogéneos, que presentan una gran variedad geomorfológica, la disponibilidad de recursos es mayor (Wootton 1990), permitiendo una mayor segregación espacial entre los individuos de las distintas clases de edad, disminuyendo la competencia entre cohortes. En este tipo de tramos se observó una alta disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad, aumentando el HPU con el caudal hasta caudales muy elevados. Por el contrario, en tramos de características homogéneas donde se presenta una escasa variedad de mesohábitats, la competencia por los recursos será mayor y el hábitat disponible total menor. La clase de edad que presenta la mayor disponibilidad de hábitat utilizable depende de los mesohábitats predominantes. En tramos donde predominan las zonas de rápidos, las corrientes o tablas rápidas presentan unas condiciones más adecuadas para las truchas 0+, mientras que los tramos dominados por zonas de pozas profundas favorecen a las truchas de mayor edad. Los tramos en los que predominan las zonas de tabla o pozas de menor profundidad resultan apropiados para las truchas 1+.

Finalmente, se observó la existencia de tramos donde se presenta una alternancia y en proporción similar de zonas someras y de elevada velocidad de corriente y zonas de poza de gran profundidad y escasa velocidad, sin superficies de transición de características intermedias. En este tipo de tramos, la disponibilidad de hábitat para las truchas 0+ y 1+ es muy alta a con bajos caudales, mientras que la de las truchas mayores de 1+ resulta baja. El HPU de las truchas de mayor edad crece de forma continua a medida que se incrementa el caudal debido al aumento de la profundidad en las zonas de poza. Se observó que en estos casos, el valor de HPU para las truchas adultas se mantiene relativamente constante una vez que se alcanza el máximo, ya que la ganancia de idoneidad en las zonas marginales de la poza se equilibra con la pérdida de idoneidad debido al aumento de velocidad. Cuando se alcanza la profundidad óptima en toda la zona de poza, el HPU comienza a disminuir pues cada incremento en el caudal produce una disminución en la idoneidad debido al aumento en la velocidad. En este tipo de tramos, los valores máximos de HPU para las truchas 0+ se producen a bajos caudales, ya que el aumento de la profundidad y la velocidad de corriente asociado al aumento del caudal actúan de forma negativa. El hecho de que se mantengan valores de HPU relativamente altos para caudales medios o se produzca un brusco descenso dependerá del perfil transversal (abierto o encajado) del tramo. La clase de edad 1+ presenta valores de HPU altos con bajos caudales, ya que la profundidad de las zonas de poza resulta óptima. El valor del HPU se mantiene elevado al aumentar el caudal pues se produce un desplazamiento de las áreas óptimas hacia las zonas marginales de la poza. Sin embargo, cuando el caudal es alto la profundidad de la zona de poza es demasiado elevada, superando el rango de preferencia óptimo, por lo que el HPU disminuye de forma continua.

En general, se observa que los alevines seleccionan zonas de baja profundidad y velocidad media y los adultos, al contrario, prefieren zonas profundas y de baja velocidad. Por ello, al aumentar el caudal circulante, la idoneidad del hábitat respecto a la profundidad varía de forma opuesta a la velocidad, dependiendo el signo de esta variación del tipo de mesohábitat. Este hecho ha sido descrito también en Trucha Común por Heggenes *et al.* (1994).

Finalmente, los resultados muestran que a pesar de la alta variabilidad existente en la relación entre el HPU y el caudal, determinada principalmente por la interacción entre la morfología del cauce y la corriente, las curvas que representan dicha relación se pueden agrupar de forma general en cuatro tipos. Estos tipos se caracterizan porque una vez superada la zona de caudales muy bajos, en la cual la curva siempre es creciente, muestran el siguiente comportamiento: a) El HPU aumenta al incrementarse el caudal; b) El HPU disminuye al aumentar el caudal; c) El HPU aumenta hasta un máximo a partir del cual disminuye al incrementarse el caudal; d) El HPU aumenta hasta un máximo a partir del cual permanece constante al incrementarse el caudal.

Las simulaciones del hábitat físico realizadas permitieron cuantificar el hábitat disponible para las distintas clases de edad durante los doce años del periodo analizado en cada una de las 37 localidades de estudio. Posteriormente, se llevó a cabo la agrupación de las localidades estudiadas en función de su potencialidad para albergar poblaciones estables de Trucha Común en base a las características del hábitat físico.

La cantidad, calidad y variabilidad del HPU vendrán determinadas por el efecto interactivo de las variables de microhábitat. Así, como señalan Maddock *et al.* (2004) se puede generar una gran disponibilidad de hábitat físico por la existencia de una elevada proporción de zonas en el cauce que presentan unas condiciones de profundidad, velocidad, sustrato y refugio dentro del rango óptimo para las clases de edad evaluadas. Por el contrario, una escasa disponibilidad de hábitat para una determinada clase de edad puede ser debida a la profundidad inadecuada de la localidad muestreada (demasiado somera o excesivamente profunda), a velocidades inapropiadas (demasiado lentas o muy elevadas), a un tamaño de sustrato inadecuado, a la no disponibilidad de refugio efectivo, o a una combinación de los anteriores.

El HPU para los alevines está determinado por la interacción entre la velocidad de corriente y la disponibilidad de refugio frente a la velocidad, es decir, por la cantidad de territorios que presentan una alta rentabilidad energética. En las zonas de cabecera, esta interacción está influida por el porcentaje de grava, que define las zonas más óptimas de freza y alevinaje. Por el contrario, el HPU para las truchas juveniles y adultas está determinado por la profundidad y la disponibilidad de refugio. Sin embargo, el efecto de la profundidad actúa de forma opuesta, ya que el aumento de la profundidad produce un aumento significativo del HPU para las truchas adultas y una disminución de la disponibilidad de hábitat para las truchas 1+ que son expulsadas de las zonas profundas por las truchas de mayor edad. La disponibilidad de refugio es la otra variable del hábitat que determina el HPU disponible para las truchas 1+ y mayores de 1+. En el caso de las truchas 1+, la cantidad de refugio total disponible en el tramo es la variable más influyente en el valor del HPU y, de hecho, el efecto de la profundidad sólo es significativo cuando se controla el efecto del refugio. En las truchas mayores de 1+, el HPU está determinado por la interacción entre la profundidad y la disponibilidad de refugio combinado frente a la velocidad de corriente y posibles depredadores, relacionado directamente con la proporción de zonas de poza. En este caso, la profundidad es el factor que controla la interacción, pues el efecto del refugio sobre el HPU sólo es significativo cuando aumenta la profundidad del tramo. Este resultado podría confirmar las conclusiones alcanzadas en trabajos previos en los que se sugiere que la profundidad es el principal factor limitante de la densidad de las truchas de mayor tamaño (Heggenes 1994, Vismara *et al.* 2001).

Las simulaciones se realizaron mediante el Sistema de Simulación del Hábitat Físico, PHABSIM, el cuál ha sido el primero de los modelos de simulación del hábitat desarrollados, y el más ampliamente utilizado a la hora de generar funciones que relacionen el hábitat disponible con el régimen hidrológico. Sin embargo, a pesar de su amplia difusión, ha sido abiertamente cuestionado desde su introducción. Las principales críticas y limitaciones del modelo se centran en los siguientes aspectos:

1) La necesidad de utilizar curvas de requerimiento de hábitat.

Para poder realizar la simulación del hábitat se necesita modelizar la selección de hábitat por las distintas clases de edad, lo cuál se lleva a cabo mediante el uso de curvas de requerimiento de hábitat. Por tanto, estas curvas deben reflejar de manera realista las preferencias de la especie y sus distintas clases de edad, ya que la fiabilidad de los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat depende de ellas en gran medida.

Estas dificultades se han resuelto en la presente tesis elaborando curvas de requerimiento de hábitat específicas de los tramos analizados, las cuales resultan válidas únicamente para la época del año en la que los datos fueron obtenidos. En los tramos que no sean capaces de mantener poblaciones estables pueden utilizarse curvas elaboradas en otras localidades de características similares, contrastándose que no existen diferencias significativas en las características del microhábitat con los tramos donde fueron efectuados los muestreos. Estos aspectos fueron comentados en el capítulo 2 de la tesis.

2) El modelo no considera posibles interacciones intra e interespecíficas que pueden tener gran influencia en la dinámica de las poblaciones de peces.

Existen una serie de factores bióticos (competencia, depredación, transmisión de enfermedades) que pueden tener importantes implicaciones en el comportamiento migratorio de los peces, los movimientos diarios dentro del cauce y la selección de las áreas de alimentación, y cuyos efectos sobre el uso del hábitat por los organismos acuáticos no deben ser subestimados (Hudson *et al.* 2003). Desafortunadamente, una limitación en la simulación del hábitat físico es la existencia de diversas interacciones entre especies y etapas de desarrollo que no pueden ser modelizadas por el PHABSIM (Milhous 1999).

Sin embargo, algunos de estos efectos se pueden cuantificar y tener en cuenta de forma indirecta, paliando así en parte las carencias que puedan provocar en el modelo. En primer lugar, los modelos de selección de hábitat basados en el uso de curvas de requerimiento de hábitat reflejan los efectos que pueden tener las interacciones entre especies y etapas de desarrollo, ya que la selección de la posición dentro del cauce por los peces no está determinada únicamente por las características físicas del hábitat, sino también por las interacciones sociales y por factores denso-dependientes. Así, en

diversos estudios se han descrito variaciones en la selección de hábitat por los salmónidos en función de la densidad poblacional (Bohlin 1977, 1978, Elliott 1986, Bult *et al.* 1999, Rosenfeld *et al.* 2005) y del riesgo de depredación (Chapman *et al.* 1996, Johnsson *et al.* 2004). Estas curvas reflejan en cierta medida la influencia que tienen las interacciones entre los individuos de la población, con otras especies o con posibles depredadores sobre el comportamiento de los peces en la selección de hábitat.

Además, el PHABSIM permite realizar análisis de competencia tanto interespecíficos como intraespecíficos mediante el modelo HABEF, proporcionando así la posibilidad de modelizar dichas interacciones. De hecho, este modelo fue empleado en el presente trabajo para modelizar la influencia de la competencia entre clases de edad en la distribución de las truchas de menor edad. Desde el punto de vista cuantitativo este análisis permite evitar la sobrevaloración del hábitat disponible pues elude la cuantificación de zonas de uso del cauce solapadas.

El efecto de las especies acompañantes sobre las poblaciones estudiadas se evaluó en una etapa posterior del método (capítulo 6).

3) La abundancia de peces puede estar limitada por otros factores además de por el microhábitat.

Desde una perspectiva biológica, una de las críticas fundamentales hacia el sistema de simulación del hábitat físico es el hecho de que éste se centra exclusivamente en las variables físicas del microhábitat, las cuáles se consideran los únicos factores determinantes a la hora de definir el uso del hábitat por parte de las especies (Shirvell 1986, Scott & Shirvell 1987, Shirvell 1989, Gordon *et al.* 1992). Evidentemente, existen una serie de factores físicos y procesos biológicos que pueden limitar la estructura y la abundancia de las comunidades (Karr *et al.* 1986, Hudson *et al.* 2003). Todos estos factores pueden dificultar las relaciones entre las poblaciones y el hábitat físico (Castleberry *et al.* 1996, Hayes *et al.* 1996, Williams *et al.* 1997), pudiendo variar espacial y temporalmente.

Sin embargo, cuando en esta tesis se asume que el hábitat es el factor limitante, se hace desde la perspectiva expuesta por Milhous (1999), en la que el hábitat físico es una condición necesaria pero no suficiente para la existencia de una población viable. Es decir, que el hábitat físico es un factor limitante y el tamaño de la población, desde un punto de vista a largo plazo, no puede ser mayor de lo que el hábitat físico puede soportar. El tamaño poblacional podría ser menor de lo que el hábitat físico puede mantener cuando existen otros factores limitantes, pero nunca mayor. Por tanto, evaluar el hábitat potencialmente disponible, para las distintas etapas de desarrollo, resulta fundamental pues nos permite conocer el límite poblacional impuesto por las características físicas del microhábitat, así como determinar qué factores están limitando realmente el desarrollo normal de la población.

4) La asunción de la existencia de una relación lineal y positiva entre el hábitat potencial útil y la abundancia de peces no siempre es correcta.

Una de las asunciones esenciales en la simulación del hábitat en la metodología IFIM es la existencia de una relación lineal y positiva entre el hábitat potencial útil y la abundancia de peces. A pesar de que se ha encontrado una relación positiva en numerosos ríos (Nehring 1979, Stalnaker 1979 y Loar 1984 citados en Conder & Annear 1987, Jowett 1992, Nehring & Anderson 1993, Bovee *et al.* 1994, Milhous 1999), existen también algunos estudios que revelan pobres correlaciones o incluso relaciones negativas (Orth & Maughan 1982, Shirvell & Morantz 1983, Irvine *et al.* 1987, Pert & Erman 1994, Shirvell 1994, Zorn & Seelbach 1995, Bourgeois *et al.* 1996). Así, Jowett (1992) recomienda que se demuestre la relación entre el HPU y la abundancia antes de considerar el método como válido para evaluar las necesidades de caudal. La hipótesis más extendida para explicar estas pobres correlaciones entre el HPU y la abundancia es que la población no esté en capacidad de carga (Morhardt & Mesick 1988). A este respecto, Orth (1987) señala que puede no existir una relación positiva entre el HPU y la abundancia, debido a que la abundancia actual de peces puede estar relacionada con limitaciones pasadas en el hábitat para alguna etapa de desarrollo.

Este punto está muy relacionado con el anterior, ya que la no existencia de una relación positiva entre el HPU y la abundancia puede ser debida a que coexistan con el hábitat físico diversos factores que resulten limitantes. Ello es un punto crítico dentro de la metodología IFIM, en la cual uno de los objetivos básicos es la de definir el caudal ecológico de un tramo o río, seleccionando el más adecuado dentro de una serie de caudales alternativos en función de la disponibilidad de hábitat de las especies estudiadas. En este contexto, la existencia de una correlación positiva entre el HPU y la abundancia resulta fundamental. Sin embargo, este no es el objetivo de la presente tesis, en la cual se pretende definir la capacidad de carga en función del hábitat físico disponible para conocer el límite poblacional impuesto por éste. Por tanto, la existencia de dicha relación positiva no resulta intrínsecamente necesaria en este caso. A pesar de lo anterior, los resultados obtenidos muestran una correlación positiva y muy significativa entre el HPU calculado y la densidad para todas las etapas de desarrollo establecidas. El HPU explica un porcentaje elevado de la varianza en la densidad de las distintas clases de edad entre las distintas localidades estudiadas (40-69%). En consecuencia, la calidad del hábitat es un factor decisivo a la hora determinar la abundancia de las poblaciones de Trucha Común en los ríos de Navarra. También se encontró una relación positiva y muy significativa entre el HPU y la densidad de las distintas clases de edad al analizar conjuntamente las variaciones de la densidad entre localidades y años, aunque la varianza explicada es menor, debido a la existencia de limitaciones temporales.



En definitiva, la simulación del hábitat físico es una etapa clave dentro de la metodología IFIM. Debido a las importantes implicaciones que tiene la cuantificación del hábitat disponible para las especies de interés dentro del proceso de toma de decisiones en esta metodología, los fundamentos biológicos del modelo han sido ampliamente evaluados desde su introducción. Como se ha ido comentado en esta discusión, se han vertido numerosas críticas en relación a las asunciones básicas del modelo. Entre ellas, que la existencia de una relación lineal entre el HPU y la abundancia de peces resulta una condición necesaria y debe ser demostrada antes de utilizar los resultados del PHABSIM como elementos de toma de decisiones. De hecho, se necesitarán estudios complementarios a las simulaciones del hábitat cuando el hábitat físico no sea el único factor limitante (Bovee *et al.* 1998). Sin embargo, como se ha explicado con anterioridad, el uso del PHABSIM en la presente tesis y en un estudio enmarcado dentro de la metodología IFIM difiere tanto conceptualmente como en su finalidad. Por tanto, las críticas efectuadas sobre el uso del PHABSIM en relación a este punto no son aplicables al método aquí propuesto. No obstante, en el presente capítulo se probó la existencia de una relación lineal entre el HPU por las distintas clases de edad de Trucha Común y su abundancia observada. Finalmente, otras limitaciones del modelo pueden ser superadas siempre que se tenga una clara comprensión de los principios básicos que rigen su uso y del sistema a modelizar.

“Intraspecific competition does not hold natural populations to a predictable and unchanging level, but it may act upon a very wide range of starting densities and bring them to a much narrower range of final densities, and it therefore tends to keep density within certain limits”

Begon *et al.* 1996

## 4. Tamaño de territorio

---

## 4. Tamaño de territorio

---

### 4.1. Introducción

Un gran número de poblaciones están en último término limitadas por los recursos disponibles, determinando su abundancia y distribución, así como la competencia de los individuos por ellos, la capacidad de carga final del medio (López-Sepulcre & Kokko 2005).

Gerking (1953, 1959) define área de campeo (*Home range*) como la superficie sobre la cuál un animal normalmente transita, y territorio como cualquier área defendida. Wilson (1975) por su parte define territorio como el área utilizada de forma más o menos exclusiva por un animal o grupo de animales por medio de la exclusión de otros animales a través de la defensa (para una revisión de las definiciones de territorialidad y de territorio existentes en la literatura consultar la revisión de Maher & Lott 1995).

Los individuos exhibirán un comportamiento territorial cuando la defensa y adquisición de recursos tales como el espacio, alimento o refugio resulte en un incremento de la eficacia biológica. Así, un individuo únicamente defenderá un territorio cuando exista un beneficio neto entre la ganancia de energía por el consumo de alimento y los costes de defensa del territorio.

Tanto los modelos clásicos como los modelos individuales predicen que cuando la población supera su capacidad de carga local, actúan factores denso-dependientes que la devuelven a un equilibrio estable (Lomnicki 1988). De hecho, en las poblaciones de salmónidos también se ha descrito la regulación de las poblaciones mediante un crecimiento, mortalidad y emigración dependientes de la densidad (Chapman 1966, Grant & Kramer 1990, Elliott 1990, Steingrimsson *et al.* 1999), lo cuál indica la existencia de una fuerte competencia, especialmente en las primeras etapas del desarrollo vital. En realidad, como Keeley (2001) apunta, el declive en la densidad poblacional sería el resultado de una mortalidad y emigración denso-dependientes (Elliott 1994, Post *et al.* 1999) y la magnitud de éste declive estaría moderado por un crecimiento dependiente de la densidad (Jenkins *et al.* 1999). Por otro lado, los resultados obtenidos en diversos estudios (Keeley 2000, Keeley 2001, Imre *et al.* 2004) parecen indicar que la importancia relativa del crecimiento, mortalidad y emigración en la regulación de las poblaciones de salmónidos depende en gran parte de la oportunidad de algunos individuos para emigrar. Esto se debe a que la dispersión de individuos emigrantes permite la ocupación de nuevos hábitats, reduciendo las presiones denso-dependientes sobre los individuos que permanecen en los hábitats fuente (Lomnicki & Slobodkin 1966, McMahon & Tash 1988, Keeley 2001).

Así, en los salmónidos, el nexo entre las fluctuaciones de las poblaciones y la capacidad de carga puede explicarse por una mortalidad y emigración dependiente de la densidad relacionada con el comportamiento territorial de los individuos. De hecho, la Trucha Común está considerada una especie muy territorial, especialmente en sus primeras etapas de desarrollo (Elliott 1990, Heland 1999), aunque ha sido también descrita la regulación en la densidad de adultos mediante mecanismos denso-dependientes (Elliott & Hurley 1998).

Este comportamiento territorial se produce virtualmente en todas las poblaciones de salmónidos (Titus 1990), aunque no todos los individuos de las poblaciones defienden territorios (Puckett & Dill 1985, Grant & Noakes 1988). Estudios basados en modelos individuales del comportamiento territorial en salmónidos jóvenes muestran que los individuos no territoriales pueden sobrevivir y crecer en los ríos (McNicol *et al.* 1985, Puckett & Dill 1985, Grant & Kramer 1990). Así, la territorialidad se puede considerar más una estrategia de comportamiento flexible que rígida, que resulta beneficiosa únicamente en las situaciones en las que los costes de la defensa del territorio son inferiores a la tasa de incorporación de energía, permitiendo a los individuos crecer y sobrevivir (Grant 1997). En consecuencia, la importancia de la territorialidad como mecanismo de regulación de la población depende de la proporción de individuos que defienden territorios (Imre *et al.* 2002).

Por ello, resulta necesario conocer los factores que influyen en la adopción de un comportamiento territorial por parte de los individuos. Sin embargo, existen pocos estudios al respecto. Algunos ejemplos para Trucha Común son los estudios realizados por Brännäs *et al.* (2003), en el que se investiga la influencia de la abundancia de alimento en relación a la exhibición de un comportamiento territorial. Según las conclusiones del estudio, la proporción de individuos exhibiendo diferentes estrategias de comportamiento varía en función de la abundancia de alimento, existiendo un mayor número de individuos no territoriales cuando la cantidad de alimento disponible es baja; Johnsson *et al.* (2000) examinaron la relación entre las preferencias de hábitat y la defensa del territorio. Los resultados obtenidos indicaron que los individuos que ocupaban hábitats de mayor calidad atacaban más pronto y de forma más agresiva a los intrusos que las truchas que permanecían en territorios de menor preferencia. Además, la probabilidad de ganar los conflictos territoriales era mayor. En relación a este punto, Johnsson *et al.* (2002) en un estudio posterior observaron que la probabilidad de vencer los conflictos territoriales aumentaba con el tiempo de residencia en el territorio ocupado; Johnsson *et al.* (2004) realizaron un estudio en el cual se analizó la importancia del refugio sobre la defensa del territorio, y cómo varía ésta en función del riesgo de depredación. Los resultados del estudio indicaban que al aumentar el riesgo de depredación se incrementaba la preferencia por territorios con refugio y, por tanto, los niveles de defensa de estos territorios.

El comportamiento territorial es una forma de denso-dependencia. Cuando el tamaño poblacional es pequeño, los individuos normalmente ocuparán territorios grandes de alta calidad. A medida que el tamaño poblacional aumenta, el comportamiento territorial puede cambiar de diversas maneras, cada una de ellas con claras implicaciones para la eficacia biológica: 1) los individuos pueden defender territorios menores como resultado del aumento del coste de defensa; 2) algunos individuos pueden ocupar territorios de calidad más pobre; 3) algunos individuos pueden decidir emigrar hacia otros tramos del río; 4) o pueden decidir no defender territorios (población flotante).

Así, en poblaciones con elevadas densidades la competencia por los recursos será muy alta, por lo que la adquisición de territorios de alimentación resulta crucial para la supervivencia de los individuos. Esta competencia por los recursos determinará en gran medida la capacidad de carga del medio.

La competencia por el alimento y/o el espacio son los factores que tradicionalmente se han considerado como la causa de las respuestas denso-dependientes que suceden en medios con elevadas densidades (Chapman 1966, Allen 1969). Sin embargo, el modo en que la interacción entre la abundancia de alimento y el tamaño de territorio afecta a la densidad de peces no ha sido descrito cuantitativamente de forma clara. Grant *et al.* (1998) llevaron a cabo una revisión bibliográfica, analizando una serie de estudios que realizaban manipulaciones o medían la abundancia de alimento mientras registraban el tamaño de territorio o la abundancia de salmónidos. A partir de los datos bibliográficos probaron las cuatro hipótesis siguientes:

1) La *hipótesis del alimento* predice que la abundancia de salmónidos será directamente proporcional a la abundancia de alimento; 2) La *hipótesis del espacio* asume que el tamaño de territorio mínimo es invariable, prediciendo así la máxima densidad poblacional (Allen 1969, Grant & Kramer 1990); 3) La *hipótesis de la igualdad entre espacio y alimento* asume que la densidad poblacional está determinada tanto por la abundancia de alimento como por el tamaño de territorio. En este escenario, los peces varían el tamaño de sus territorios para mantener un aporte constante de comida en su territorio, por lo que el tamaño de territorio es el mecanismo inmediato para alcanzar la *hipótesis del alimento* (McFadden 1969, Marschall & Crowder 1995). Así, la hipótesis predice que el tamaño de territorio es inversamente proporcional a la abundancia de alimento, y que la abundancia de salmónidos es directamente proporcional a la abundancia de alimento; 4) La *hipótesis del espacio y alimento* también asume que ambas variables afectan la densidad de salmónidos. A pesar de que la abundancia de alimento tiene un efecto inverso sobre el tamaño de territorio, lo que finalmente afecta a la densidad, no se realiza ninguna asunción particular sobre la relación cuantitativa entre la abundancia de alimento y el tamaño del territorio (Chapman 1966).

Tras analizar los resultados obtenidos, Grant *et al.* (1998) rechazaron las tres primeras hipótesis y llegaron a la conclusión de que los datos apoyaban la *hipótesis del espacio y alimento*. Los autores sugerían que los cambios en la abundancia de alimento afectan a la abundancia de salmónidos, aunque sólo tras pasar por el “filtro” del tamaño de territorio. Por tanto, si se considera que la *hipótesis de espacio y alimento* es correcta, el tamaño de territorio sería el factor principal que limita la abundancia de salmónidos. Así, cualquier factor ambiental que reduzca el tamaño de territorio debería incrementar la capacidad de carga del medio.

De este hecho se deriva la importancia de conocer cuáles son los factores que influyen de manera más decisiva en la variación del tamaño de territorio. Los modelos de tamaño de territorio óptimo se han centrado principalmente en predecir cómo cambia el tamaño del territorio en relación a dos factores fundamentales, la abundancia de alimento y la densidad de competidores (ver revisiones de Schoener 1983 y Adams 2001). En el caso de animales que maximizan la energía *sensu* Schoener (1971) como son los salmónidos, estos modelos predicen que el tamaño de territorio generalmente disminuye al aumentar la abundancia de alimento y la presión ejercida por los competidores. No obstante, estos modelos están contruidos para predecir las decisiones individuales de los peces que defienden el territorio en lugar de predecir el resultado de las interacciones entre dos o más competidores. Por ello, sólo resultan aplicables en circunstancias determinadas (Adams 2001) como las que se dan cuando los territorios no son contiguos (Hixon 1980, Schoener 1983, Lima 1984). En este caso, el espacio desocupado entre los distintos territorios permite a los dueños de ellos expandir su área defendida. Sin embargo, en poblaciones con elevadas densidades se requiere un análisis simultáneo de las interacciones entre múltiples individuos. En poblaciones que ocupan territorios contiguos, los individuos pueden no ser libres para elegir el tamaño de sus territorios y, por tanto, verse comprimidos por debajo de su óptimo debido a la presión ejercida por sus vecinos territoriales (Hixon 1980, Grant 1997, Adams 2001). En estos casos, no son aplicables los modelos de optimización del tamaño de territorio. Hixon (1980) desarrolló un modelo para territorios contiguos que predice una disminución en el tamaño de territorio en función del aumento en la abundancia de alimento, aunque esta reducción sólo se producirá cuando el tamaño óptimo para territorios no contiguos sea menor que el óptimo impuesto por la densidad de territorios contiguos.

Posteriormente, diversos estudios han incidido en los efectos provocados por la abundancia de alimento y de competidores sobre el tamaño de territorio y la densidad de las poblaciones de diferentes especies de salmónidos. Keeley (2000) encontró que ambos factores influyen fuertemente y de manera independiente sobre el tamaño de territorio de la Trucha Arcoiris *Oncorhynchus mykiss*, explicando el 42 y 46% de la varianza en el tamaño de territorio, respectivamente. En este caso, el aumento en la abundancia del alimento y de competidores producía una disminución del tamaño de territorio. Anteriormente, los estudios desarrollados por Dill *et al.* (1981), Keeley &

Grant (1995) y Keeley & McPhail (1998) detectaron una débil relación inversa entre la abundancia de alimento y el tamaño de territorio en el Salmón Plateado *Oncorhynchus kisutch*, Salmón Atlántico *Salmo salar* y Trucha Arcoiris. También ha sido descrita la existencia de una relación negativa entre la densidad de competidores y el tamaño de territorio en salmónidos cuando el rango de densidades analizadas es amplio (McNicol & Noakes 1984, Keeley & McPhail 1998), aunque no cuando este rango es menor (Dill *et al.* 1981, Keeley & Grant 1995). Los datos aportados por Imre *et al.* (2004) muestran una relación negativa y significativa entre la densidad de competidores y el tamaño de territorio para la Trucha Arcoiris, aunque no encontraron ninguna relación entre la abundancia de alimento y el tamaño de territorio.

En el estudio experimental de Keeley (2000), la cantidad de alimento empleada llegaba a ser hasta cuatro veces superior a los valores encontrados en los ríos en condiciones naturales. Este hecho sugiere que únicamente grandes incrementos en la producción de invertebrados podrían producir una disminución del tamaño de territorio, explicando las débiles o nulas relaciones encontradas en otros estudios y confirmando las predicciones del modelo de Hixon (1980) para territorios contiguos.

A parte de los factores anteriormente comentados, existen otras variables medioambientales que pueden influir sobre el tamaño de territorio. La visibilidad del medio acuático parece mostrar una elevada influencia. De acuerdo con Eason & Stamps (1992), la visibilidad del medio puede afectar al tamaño de territorio en animales que se orientan visualmente, como los salmónidos, a través de tres mecanismos. En primer lugar, una baja visibilidad puede obligar a un animal a defender un espacio más pequeño porque no puede divisar a los intrusos a largas distancias. En segundo lugar, en un hábitat de baja visibilidad, la distancia a la que el dueño del territorio pueda detectar a sus presas es pequeña, por lo que no existe ningún beneficio en defender un territorio de aprovisionamiento grande. Por último, en un medio con baja visibilidad, el dueño del territorio debe incrementar la tasa de patrullas para detectar y expulsar a los intrusos y cualquier retraso en detectar a los intrusos conllevará una pérdida de recursos y un mayor gasto energético en expulsarlos. Dichos incrementos en el coste de defensa disminuirán el tamaño de territorio óptimo (Schoener 1983).

Sin embargo, existen escasos estudios experimentales en salmónidos relacionados con el efecto de la visibilidad del medio acuático. Kalleberg (1958) señaló que la adicción de piedras de gran tamaño en un tanque experimental producía una disminución del tamaño de territorio y un aumento de la densidad de juveniles de Salmón Atlántico. Sin embargo, es difícil evaluar si los salmones utilizaban los grandes bloques como refugio visual o como protección frente a la velocidad de corriente. Imre *et al.* (2002) encontraron una correlación alta entre la visibilidad del entorno y el tamaño del territorio utilizado por la Trucha Arcoiris. En un medio seminatural, las truchas defendían áreas de un tamaño entre un 40 y 50% menor que las defendidas en entornos con alta visibilidad. El hecho de que las truchas de mayor edad seleccionen las

zonas más profundas del cauce se debe en parte al refugio visual que proporcionan estas áreas frente a posibles depredadores (ver capítulo segundo de la presente tesis).

Se puede concluir tras lo expuesto anteriormente que existen una serie de factores que muestran una gran influencia a la hora de determinar el tamaño de territorio utilizado por los individuos. Sin embargo, el tamaño corporal explica por sí solo entre el 70 y 97% de la variación en el tamaño de territorio en diversas especies de salmónidos (Grant *et al.* 1989, Elliott 1990, Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998). Dicha relación directa ha sido descrita también para salmónidos en otros estudios (Allen 1969, Titus & Mosegaard 1991, Imre *et al.* 2004). Los peces requieren un territorio más grande a medida que crecen porque demandan una mayor cantidad de alimento para satisfacer sus requerimientos metabólicos.

En definitiva, el estudio de los territorios puede proporcionar una información muy valiosa en referencia a los requerimientos de hábitat, espacio y alimento de los individuos en las poblaciones de peces (Puckett & Dill 1985, Elliott 1990, Grant 1990). Debido a que los territorios defendidos tienden a ser más pequeños que los no defendidos, el tamaño de territorio provee información sobre los requerimientos espaciales mínimos de los individuos y/o la máxima densidad de las poblaciones (Grant *et al.* 1998). Se argumentó anteriormente que tanto el tipo como la cantidad de hábitat que necesita un individuo varían en función de la etapa de desarrollo. Por ello, determinar una relación entre el tamaño corporal y del territorio permitiría extrapolar dicha información a individuos de cualquier tamaño dentro de la población (Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998).

El hábitat requerido por cada individuo proporciona el nexo entre la cantidad de hábitat disponible y el número de individuos que pueden ser sustentados por el medio. En capítulos anteriores se señaló que los peces sólo utilizarán las zonas del cauce que presenten unas condiciones de hábitat adecuadas para su crecimiento y supervivencia. Por tanto, el tamaño de territorio, al representar el espacio mínimo necesario para los individuos de la población, es el elemento que liga el hábitat disponible en el medio, determinado a partir de la relación entre el hábitat potencial útil y el caudal disponible, con la capacidad de carga del medio.

Sin embargo, a pesar de la importancia del tamaño del territorio existen escasos estudios que proporcionen una relación entre el tamaño corporal y del territorio para la Trucha Común. Debido a que dicha relación varía entre especies (Keeley & Grant 1995), para representar los requerimientos espaciales de los individuos de forma adecuada se precisa determinar dicha relación a nivel de especie, o incluso de población.

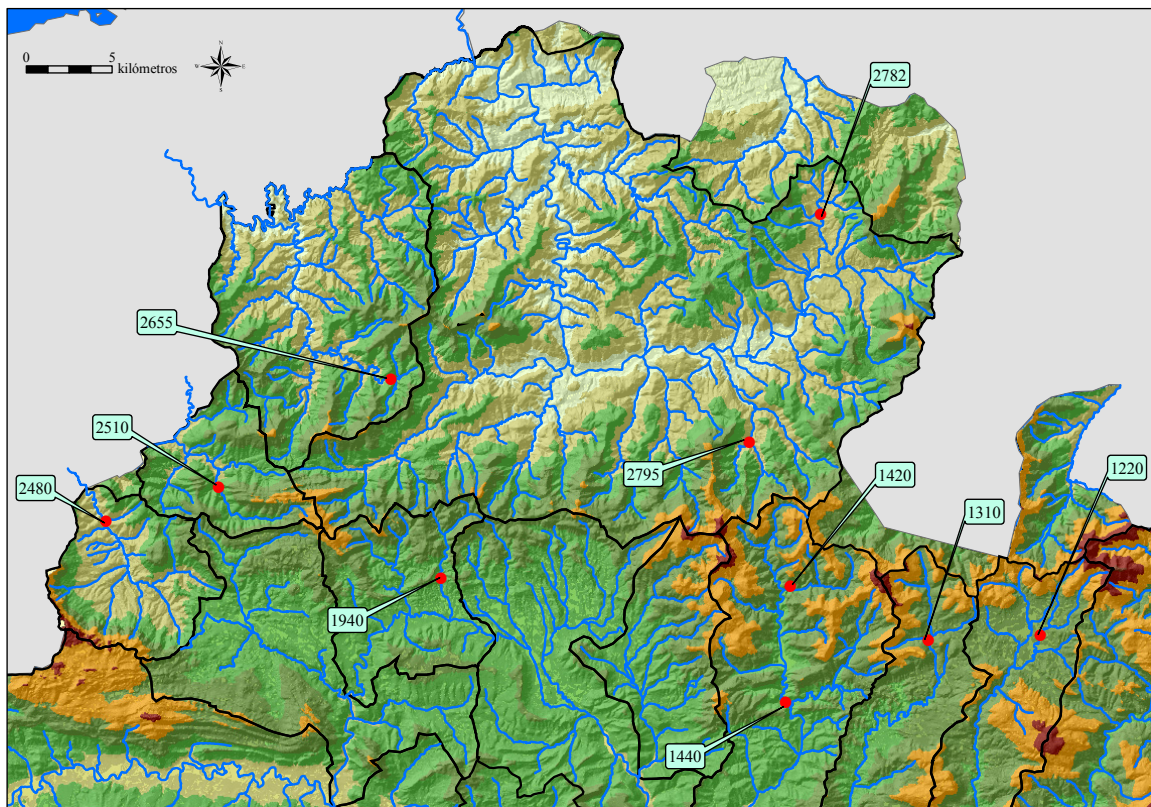
Así, el objetivo principal de este capítulo es el de desarrollar una relación entre el tamaño corporal y del territorio para las poblaciones de Trucha Común de Navarra.



## 4.2. Material y métodos

### 4.2.1. Área de estudio.

Para desarrollar la relación entre el tamaño corporal y del territorio se utilizaron datos de las localidades de Arrañosín en Burguete (1220), Sorogain en Sorogain (1310), Arga en Quintoreal (1420) y Urtasun (1440), y Orokieta en Orokieta (1940). Para evitar un planteamiento circular basado únicamente en datos de las poblaciones analizadas, se emplearon también los datos existentes para cinco ríos pertenecientes a las cuencas de la vertiente cantábrica de Navarra (Almodóvar *et al.* 2006), el Errekagorri (código 2480 según la codificación empleada por el Gobierno de Navarra), Erasote (2510), Zumarrezta (2655), Aranea (2782) y Zoko (2795), y cuyas características se pueden consultar en dicho estudio. Estos datos sirven para complementar a los disponibles para las localidades estudiadas y dar una visión global del comportamiento territorial de las poblaciones de Trucha Común de Navarra. En la Figura 4.2.1.1 se indica la situación de todas las localidades estudiadas.



**Figura 4.2.1.1.** Localidades seleccionadas para el desarrollo de la relación entre el tamaño corporal y del territorio en las poblaciones de Trucha Común de Navarra.

#### 4.2.2. Metodología

##### *Enfoque metodológico*

El tamaño de territorio se puede calcular a partir de estudios experimentales en laboratorio, en cauces artificiales o en tanques (Kalleberg 1958, McNicol & Noakes 1981, Keeley 2000, Keeley 2001, Imre *et al.* 2002, Imre *et al.* 2004), o a partir de estudios realizados en el campo, en un medio natural (Dill *et al.* 1981, McNicol *et al.* 1985, Elliott 1990, Keeley & McPhail 1998). En cualquier caso, proporcionan medidas directas del tamaño utilizado a partir de la observación de los individuos estudiados. No obstante, el tamaño de territorio se puede inferir de forma indirecta a partir de los datos de densidad poblacional, guardando ambas variables una relación inversa, aunque la forma más precisa de medir el tamaño utilizado por los individuos es mediante la observación directa del comportamiento territorial. Sin embargo, en algunos casos en los que la falta de tiempo o limitaciones económicas impidan la realización de estudios experimentales, ya sea en el laboratorio o en la zona de estudio, el tamaño de territorio puede ser determinado de forma indirecta mediante simulaciones del hábitat físico.

El cálculo del tamaño de territorio a partir de su relación inversa con la densidad poblacional introduce error en la estima, ya que como se señaló en capítulos anteriores, no toda la superficie del cauce resulta utilizable por los individuos. Por tanto, cualquier inferencia del tamaño de territorio a partir de datos de abundancia debe estar referida al hábitat potencial útil, como medida del hábitat disponible para cada clase de edad. Así, a partir de los datos de densidad calculados por clases de edad y las simulaciones del hábitat realizadas, se puede determinar el tamaño de territorio medio utilizado por un individuo de una determinada clase de edad para cada año del periodo de estudio.

Para que sean aplicables las conclusiones del modelo de territorio de alimentación óptimo de Hixon (1980) para territorios contiguos, se deben utilizar datos de poblaciones que presenten unas densidades elevadas, y que se encuentren en capacidad de carga, para garantizar que todo el hábitat disponible es utilizado por los individuos de las diferentes clases de edad, existiendo realmente una competencia por los recursos disponibles.

Finalmente, mediante estudios de crecimiento se puede calcular la longitud media de las truchas de cada clase en todos los años del periodo de estudio. Así, a partir de los valores calculados del tamaño del territorio y los datos de longitudes medias anuales por clases de edad se pueden llevar a cabo una regresión lineal simple con la cual se obtiene la relación entre la longitud furcal de los individuos y el tamaño de territorio.

*Análisis de datos*

Para el cálculo de la relación entre el tamaño corporal y del territorio se seleccionaron las localidades citadas en el apartado 4.2.1., que se caracterizan por ser localidades de cabecera y curso medio con elevadas densidades y no experimentar alteraciones naturales o de origen antrópico marcadas, por lo que *a priori* deben estar cerca de la capacidad de carga teórica.

Para evaluar la disponibilidad de hábitat para cada clase de edad, se utilizaron los valores de HPU calculados para cada localidad de estudio en el capítulo 3. Se utilizaron los datos de densidad y longitud media de cada clase de edad y año del periodo analizado (Almodóvar *et al.* 2006). Todos los datos utilizados de las localidades pertenecientes a las cuencas de la vertiente cantábrica de Navarra fueron tomados del estudio Almodóvar *et al.* (2006).

Las variables longitud furcal y tamaño de territorio fueron transformadas logarítmicamente para cumplir los criterios de normalidad. Se efectuaron regresiones lineales simples para obtener las relaciones entre la longitud furcal de los individuos y el tamaño de territorio para cada cuenca.

### 4.3. Resultados

En la Tabla 4.3.1 se exponen los valores medios de las variables poblacionales y de hábitat potencial de las localidades seleccionadas para el cálculo de la relación entre el tamaño corporal y del tamaño de territorio en las cuencas del Ebro y de la vertiente cantábrica de Navarra.

**Tabla 4.3.1.** Media  $\pm$  desviación típica de la densidad (truchas ha<sup>-1</sup>), longitud furcal (cm), y hábitat potencial útil (m<sup>2</sup> de HPU ha<sup>-1</sup>) por clases de edad en las localidades seleccionadas (código) de las cuencas del Ebro y de la vertiente cantábrica de Navarra.

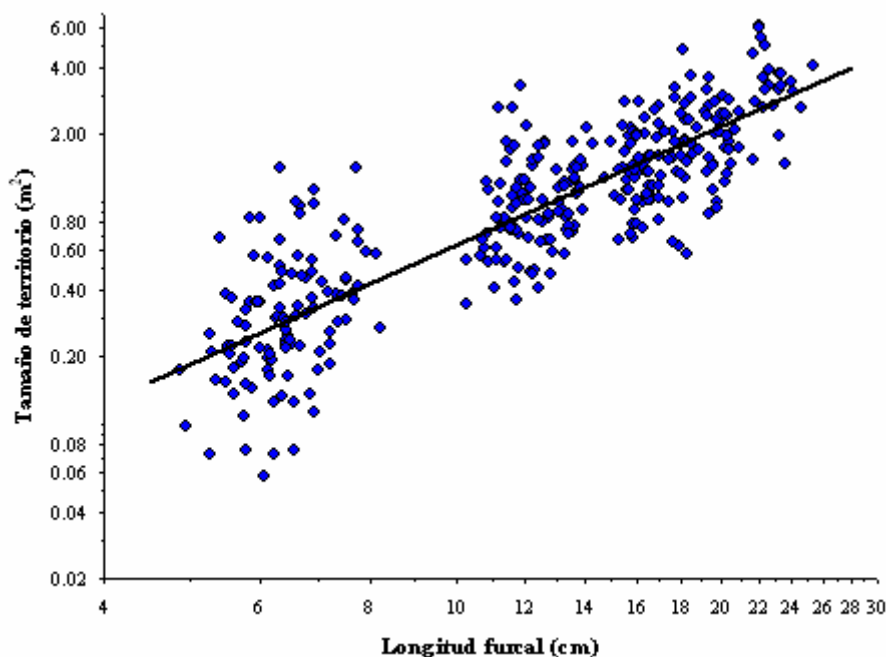
Código	Densidad 0+	Longitud 0+	HPU 0+	Densidad 1+	Longitud 1+	HPU 1+	Densidad >1+	Longitud >1+	HPU >1+
1220	7837.9 $\pm$ 3125.1	6.38 $\pm$ 0.84	2399.0 $\pm$ 283.8	5129.3 $\pm$ 1546.2	12.45 $\pm$ 1.72	3216.6 $\pm$ 658.6	1832.4 $\pm$ 716.2	18.53 $\pm$ 2.36	2650.1 $\pm$ 433.4
1310	3187.9 $\pm$ 1664.9	5.96 $\pm$ 1.09	625.2 $\pm$ 220.1	2136.6 $\pm$ 1208.9	11.45 $\pm$ 1.21	1733.5 $\pm$ 167.8	1547.3 $\pm$ 642.6	16.09 $\pm$ 1.83	1966.8 $\pm$ 132.4
1420	7397.1 $\pm$ 4070.9	6.93 $\pm$ 0.94	2203.9 $\pm$ 172.8	2758.6 $\pm$ 852.3	13.57 $\pm$ 1.33	2661.2 $\pm$ 103.7	405.2 $\pm$ 146.4	19.83 $\pm$ 2.66	592.8 $\pm$ 16.2
1440	5075.3 $\pm$ 2765.7	7.56 $\pm$ 1.12	2021.9 $\pm$ 199.6	2385.0 $\pm$ 918.1	15.58 $\pm$ 1.88	3240.4 $\pm$ 349.0	411.9 $\pm$ 210.6	22.47 $\pm$ 2.50	1350.2 $\pm$ 69.1
1940	5095.6 $\pm$ 2141.0	6.99 $\pm$ 0.94	1621.3 $\pm$ 570.5	3482.2 $\pm$ 1070.1	13.68 $\pm$ 1.53	4053.4 $\pm$ 854.0	1716.2 $\pm$ 349.8	19.29 $\pm$ 2.44	3777.8 $\pm$ 562.6
2480	4761.2 $\pm$ 2645.7	6.01 $\pm$ 0.98	1389.1 $\pm$ 271.7	1708.6 $\pm$ 912.5	11.32 $\pm$ 1.38	1838.7 $\pm$ 387.2	784.0 $\pm$ 386.1	16.94 $\pm$ 2.06	1273.3 $\pm$ 195.4
2510	6070.4 $\pm$ 5235.4	5.78 $\pm$ 0.91	1228.1 $\pm$ 491.6	2624.9 $\pm$ 1149.4	11.71 $\pm$ 1.06	2329.2 $\pm$ 105.6	3415.9 $\pm$ 707.2	17.24 $\pm$ 2.28	5243.5 $\pm$ 118.2
2655	2633.4 $\pm$ 2154.3	5.82 $\pm$ 0.74	868.4 $\pm$ 67.6	2468.5 $\pm$ 1778.6	11.21 $\pm$ 1.50	2342.2 $\pm$ 279.1	1133.7 $\pm$ 452.3	16.79 $\pm$ 2.51	1622.9 $\pm$ 164.3
2782	3084.0 $\pm$ 2425.6	6.73 $\pm$ 1.06	1132.2 $\pm$ 238.2	2769.0 $\pm$ 1257.7	13.25 $\pm$ 1.42	2941.6 $\pm$ 166.9	1252.8 $\pm$ 474.1	18.82 $\pm$ 2.69	2935.8 $\pm$ 187.6
2795	2940.2 $\pm$ 2817.3	5.73 $\pm$ 1.90	799.2 $\pm$ 95.6	2452.5 $\pm$ 1165.7	11.43 $\pm$ 1.74	2195.7 $\pm$ 104.0	745.2 $\pm$ 324.5	16.56 $\pm$ 2.12	1146.1 $\pm$ 41.0

Los resultados mostraron que no existen diferencias significativas en el tamaño de territorio utilizado por las truchas entre las cuencas del Ebro y de la vertiente cantábrica de Navarra. Las rectas de regresión obtenidas para cada una de las dos cuencas no presentaban diferencias significativas ni en la pendiente (test de paralelismo,  $F_{4,360}=0.32$ ,  $p=0.57$ ) ni en la altura (ANCOVA,  $F_{3,360}=0.50$ ,  $p=0.48$ ). Por tanto, se juntaron los datos de las diez localidades de muestreo seleccionadas para construir un único modelo global para las poblaciones de Trucha Común de Navarra.

Confirmando la hipótesis de partida, se observó que el tamaño de territorio se incrementaba al aumentar la longitud furcal, según el modelo

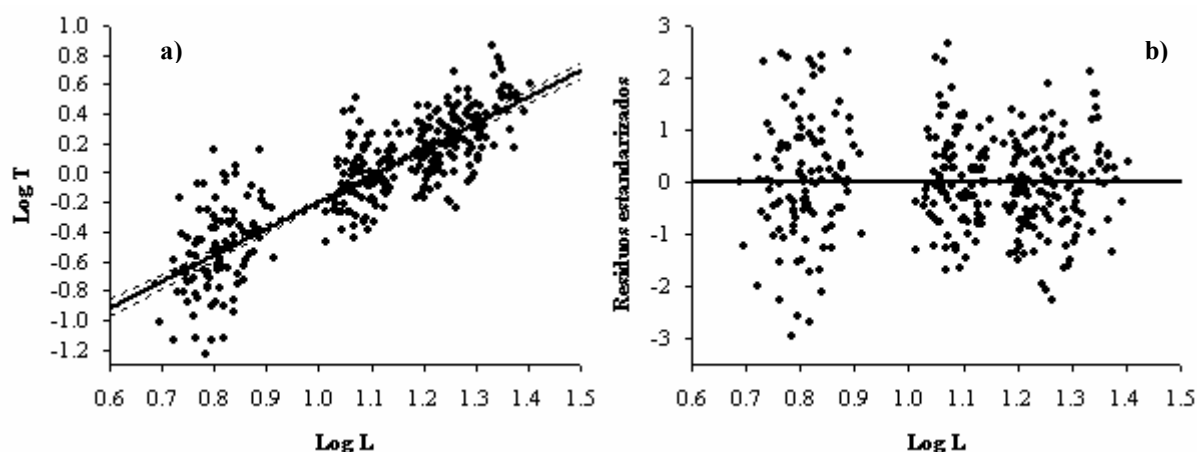
$$\text{Log}_{10} T = 1.788 \cdot \text{Log}_{10} L - 1.987 \quad (F_{1,361}=931.48, p<0.0001, R^2=0.72)$$

donde T es el tamaño de territorio en m<sup>2</sup> por individuo, y L es la longitud furcal en cm (Figura 4.3.1).



**Figura 4.3.1.** Relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para las poblaciones de Trucha Común de Navarra.

Los estrechos intervalos de confianza al 95% estimados (Figura 4.3.2 a), tanto para la pendiente (1.73-1.85) como para el intercepto (1.92-2.05), indican un ajuste de la regresión muy bueno. La distribución aleatoria de los residuos frente a la variable dependiente (Figura 4.3.2 b), así como la distribución normal de estos, indican una relación lineal entre la variable dependiente y la independiente y la no existencia de autocorrelación en los residuos.



**Figura 4.3.2.** Relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para las poblaciones de Trucha Común de Navarra e intervalo de confianza al 95% (a). Distribución de los residuos estandarizados frente al logaritmo de la longitud furcal (b).

#### 4.4. Discusión

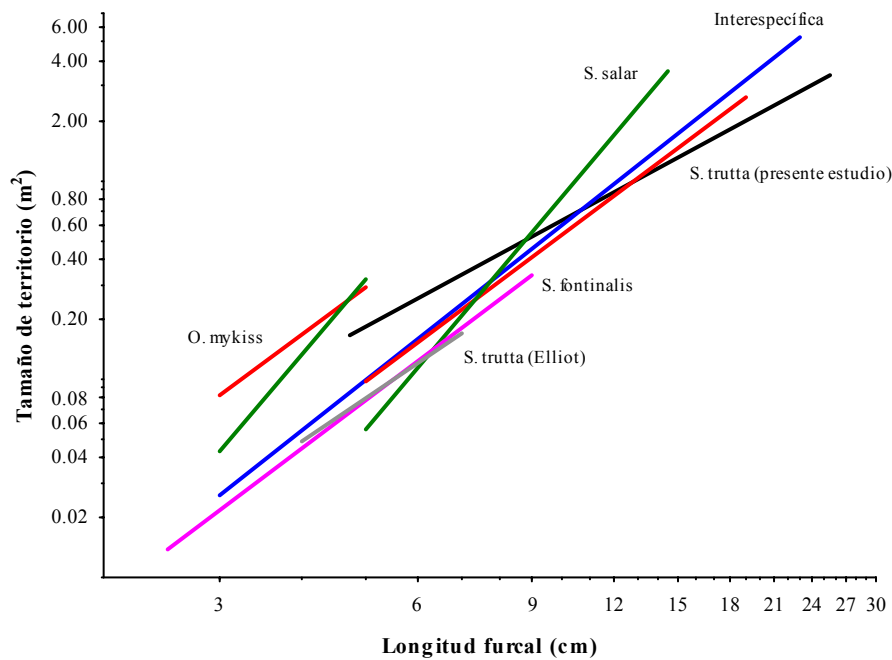
En estudios previos de territorialidad en salmónidos, el tamaño corporal muestra una correlación significativa con el tamaño de territorio utilizado por los individuos, explicando entre el 70 y 90% de la variación observada (Grant *et al.* 1989, Elliott 1990, Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998). En el presente estudio, las diferencias en el tamaño corporal explican el 72% de la variabilidad observada en el tamaño de territorio en las poblaciones de Trucha Común analizadas, añadiendo una nueva evidencia de la elevada relación existente entre ambos parámetros.

Sin embargo, la relación entre el tamaño corporal y del territorio obtenida muestra grandes diferencias con las presentadas en trabajos previos (Tabla 4.4.1).

**Tabla 4.4.1.** Comparación de la relación entre el tamaño corporal y del territorio para distintas especies descritas en la literatura. Se indica el intervalo de confianza al 95% de la pendiente. Todas las relaciones están basadas en transformaciones  $\log_{10}$ -  $\log_{10}$  de los datos. En todas las relaciones, la variable independiente (longitud furcal) se mide en cm, y la variable dependiente (tamaño de territorio) en m<sup>2</sup>, salvo en la relación de Elliott (1990) para Trucha Común donde la longitud furcal se expresa en mm, y el tamaño de territorio en cm<sup>2</sup>.

Especie	Pendiente	Intercepto	Referencia
<i>Salmo trutta</i>	1.79 (1.73-1.85)	- 1.99	Presente estudio
<i>Salmo trutta</i>			Elliott (1990)
< 4 cm	3.45 (3.40-3.51)	- 2.84	
> 4 cm	2.24 (2.17-2.31)	- 0.90	
<i>Salmo salar</i>			Keeley & Grant (1995)
< 5 cm	3.91 (3.28-4.55)	- 3.23	
> 5 cm	3.91	- 3.99	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			Keeley & McPhail (1998)
< 5 cm	2.47 (1.87-3.04)	- 2.26	
> 5 cm	2.47	- 2.74	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	2.48 (1.74-3.22)	- 2.84	Grant <i>et al.</i> (1989)
Interespecífica	2.61 (2.15-3.07)	- 2.83	Grant & Kramer (1990)

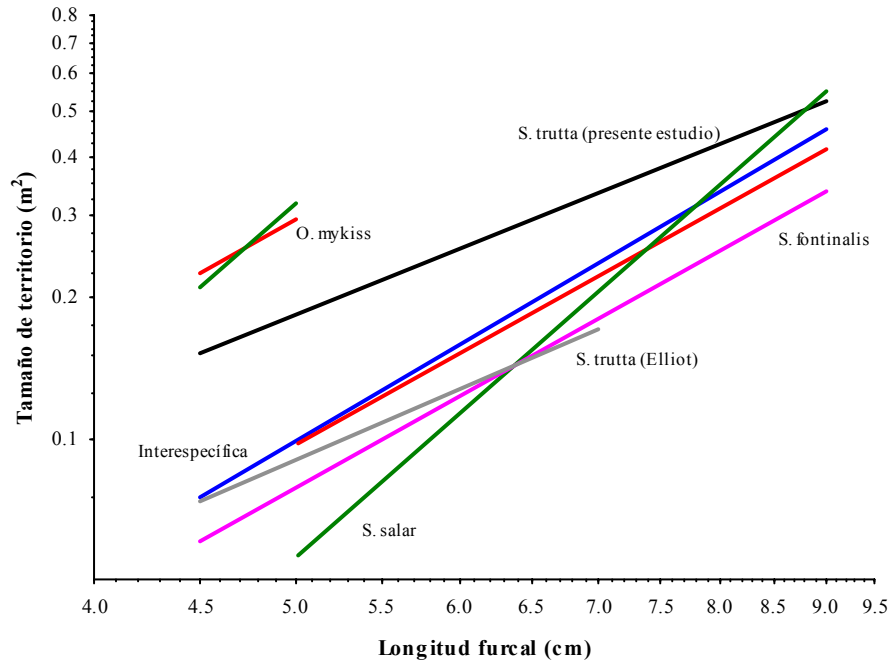
La pendiente de la recta de regresión obtenida en el presente estudio es significativamente menor que la observada para la Trucha Común de longitud menor de 4cm ( $t_{1,840}=0.00003$ ,  $p<0.00001$ ) y mayor de 4 cm ( $t_{1,521}=0.00001$ ,  $p<0.00001$ ), el Salmón Atlántico ( $t_{1,384}=0.000001$ ,  $p<0.00001$ ), la Trucha Arcoiris ( $t_{1,389}=0.15$ ,  $p<0.05$ ), el Salvelino ( $t_{1,374}=0.023$ ,  $p<0.05$ ) y la relación interespecífica para salmónidos ( $t_{1,362}=0.0015$ ,  $p<0.001$ ). Este hecho se puede apreciar visualmente en la Figura 4.4.1.



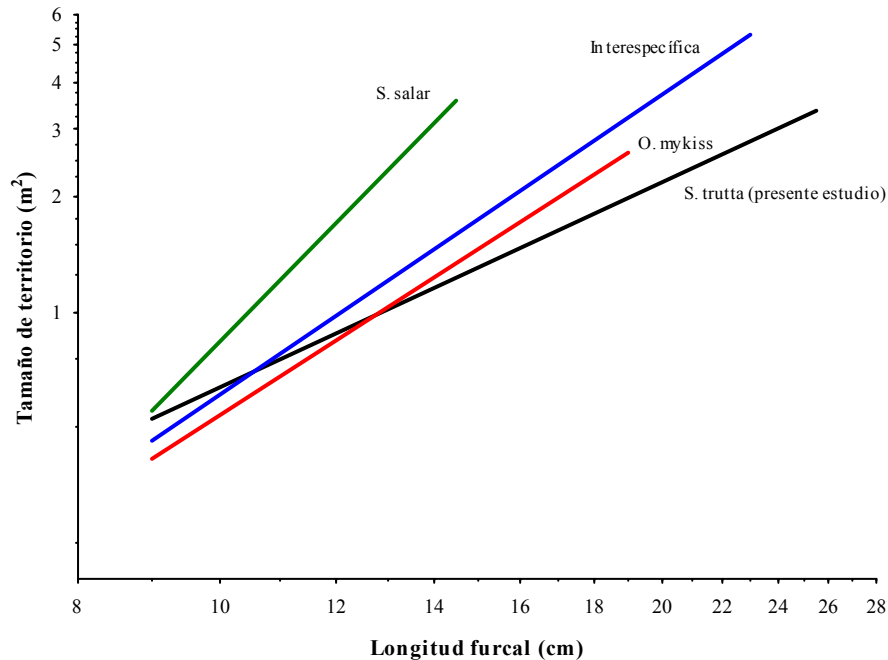
**Figura 4.4.1.** Relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para la Trucha Común *Salmo trutta* (línea negra, presente estudio; línea gris, Elliott 1990), Salmón Atlántico *Salmo salar* (línea verde, Keeley & Grant 1995), Trucha Arcoiris *Oncorhynchus mykiss* (línea roja, Keeley & McPhail 1998), Salvelino *Salvelinus fontinalis* (línea rosa, Grant *et al.* 1989), y un estudio interespecífico de diversas especies de salmonídeos (línea azul, Grant & Kramer 1990).

Para el intervalo de longitudes que abarca la clase de edad 0+ en el presente estudio (4.5-9 cm, Figura 4.4.2), el tamaño de territorio utilizado por las poblaciones de Trucha Común analizadas es significativamente mayor que el descrito por Elliott (1990) para alevines de Trucha Común de longitud menor de 7 cm (ANOVA,  $F_{1,50}=97.37$ ,  $p<0.0001$ ). El tamaño de territorio predicho por el modelo expuesto en el presente estudio es también significativamente mayor que el predicho por los modelos desarrollados en trabajos previos para el Salmón Atlántico (ANOVA,  $F_{1,90}=16.53$ ,  $p<0.001$ ), la Trucha Arcoiris (ANOVA,  $F_{1,90}=14.43$ ,  $p<0.001$ ), el Salvelino (ANOVA,  $F_{1,90}=50.70$ ,  $p<0.0001$ ) y los salmonídeos en general (ANOVA,  $F_{1,90}=14.43$ ,  $p<0.001$ ). Únicamente los modelos elaborados para el Salmón Atlántico y la Trucha Arcoiris menores de 5 cm predicen tamaños de territorio superiores que los utilizados por las poblaciones de Trucha Común de Navarra.

En cambio, la tendencia se invierte en el intervalo de longitudes que abarcan las clases de edad mayores de 0+ en el presente estudio (Figura 4.4.3), debido a la menor pendiente de la recta de regresión calculada en el presente trabajo. Así, los tamaños de territorio predichos para las poblaciones de Trucha Común de Navarra son significativamente menores que los que establecen los modelos desarrollados para el Salmón Atlántico (ANOVA,  $F_{1,20}=82.46$ ,  $p<0.0001$ ), la Trucha Arcoiris (ANOVA,  $F_{1,42}=11.94$ ,  $p<0.01$ ) y los salmonídeos (ANOVA,  $F_{1,54}=4.17$ ,  $p<0.05$ ).



**Figura 4.4.2.** Relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para individuos de tamaño comprendido entre 4.5 y 9 cm de Trucha Común *Salmo trutta* (línea negra, presente estudio; línea gris, Elliott 1990), Salmón Atlántico *Salmo salar* (línea verde, Keeley & Grant 1995), Trucha Arcoiris *Oncorhynchus mykiss* (línea roja, Keeley & McPhail 1998), Salvelino *Salvelinus fontinalis* (línea rosa, Grant *et al.* 1989), y un estudio interespecífico de diversas especies de salmónidos (línea azul, Grant & Kramer 1990).



**Figura 4.4.3.** Relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para individuos de tamaño comprendido entre 9 y 25 cm de Trucha Común *Salmo trutta* (línea negra, presente estudio), Salmón Atlántico *Salmo salar* (línea verde, Keeley & Grant 1995), Trucha Arcoiris *Oncorhynchus mykiss* (línea roja, Keeley & McPhail 1998), y un estudio interespecífico de diversas especies de salmónidos (línea azul, Grant & Kramer 1990).



Cuando se evaluaron los tamaños de territorio predichos por el modelo estimado en la presente tesis y el desarrollado para el Salmón Atlántico no se detectaron diferencias significativas (ANOVA,  $F_{1,112}=0.001$ ,  $p>0.05$ ). Esto se debe a que la gran diferencia existente en las pendientes de ambas rectas produce que los tamaños de territorio predichos para la Trucha Común de tamaño inferior a 9 cm sea muy superior al predicho para el Salmón Atlántico, salvo para los individuos de tamaño menor de 5 cm. En los individuos de tamaño superior a 9 cm ocurre totalmente lo contrario, siendo los territorios del Salmón Atlántico muy superiores en tamaño. Así, existen diferencias muy significativas ( $p<0.0001$ ) en la varianza del tamaño de territorio predicho por ambos modelos. El mismo patrón se repite para la Trucha Arcoiris y para la relación interespecífica desarrollada por Grant & Kramer, aunque las diferencias en el tamaño de territorio predicho y la pendiente de las rectas en relación a la obtenida en el presente estudio son menores que en el caso del Salmón Atlántico.

En resumen, el tamaño de territorio que predice el modelo obtenido en el presente estudio para individuos de longitud inferior a 9 cm es bastante mayor al obtenido para la Trucha Común por Elliott (1990) y al del resto de especies de salmónidos comparadas, salvo para el Salmón Atlántico y la Trucha Arcoiris menores de 5 cm. Por el contrario, el tamaño de territorio predicho para individuos de tamaño superior a 9 cm es significativamente menor que el del Salmón Atlántico, la Trucha Arcoiris y los salmónidos en general.

Por todo ello, parecen existir importantes diferencias a nivel de especie en el tamaño de territorio utilizado por los individuos, así como en la tasa de incremento del territorio en relación al tamaño corporal. También se encontraron diferencias significativas entre los resultados obtenidos en las poblaciones de Trucha Común de Navarra y los encontrados en Elliott (1990). Como se comentó anteriormente el modelo de Elliott (1990) predice tamaños de territorio defendidos por los alevines muy inferiores a los alcanzados en el presente trabajo. Este hecho puede ser debido a la gran diferencia existente entre las densidades registradas en el arroyo estudiado por Elliott (1990), y los ríos y arroyos analizados en el presente estudio, lo que hace que el comportamiento territorial entre las distintas poblaciones sea difícilmente comparable.

Elliott (1990) para llevar a cabo su estudio sobre la influencia de la territorialidad como mecanismo de regulación en las poblaciones de Trucha Común, analizó datos del tamaño de territorio utilizado por los alevines durante cuatro años (1967 a 1974). En dichos años, la densidad media de alevines en el arroyo Black Brows Beck (Reino Unido) en los muestreos de agosto-septiembre, fueron de 19300, 15300, 12300 y 12300 alevines  $ha^{-1}$  ( $14800 \pm 3316$ ), y la densidad total de 23800, 20000, 15000 y 19600 individuos  $ha^{-1}$  ( $19600 \pm 3603$ ) (Elliott 1984). Estas cifras son muy superiores a las registradas en la zona de estudio de la presente tesis. En las diez localidades utilizadas para calcular la relación entre el tamaño corporal y el tamaños del

territorio, la media de las densidades medias durante el periodo de estudio fue de  $9013 \pm 2847$  individuos  $\text{ha}^{-1}$ , siendo la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín la que presenta una densidad media mayor ( $14824 \pm 2958$  individuos  $\text{ha}^{-1}$ ), aunque la máxima densidad anual se alcanzó en la localidad de Leitza (2510) en el río Erasote, con 23770 individuos  $\text{ha}^{-1}$ . En referencia a las densidades de truchas 0+, la media de las localidades estudiadas es de  $4827 \pm 1846$  alevines  $\text{ha}^{-1}$ , siendo de nuevo la localidad de Burguete (1220) la que presentan una mayor densidad media ( $7838 \pm 3125$  alevines  $\text{ha}^{-1}$ ), aunque la máxima densidad anual se registró también en la localidad de Leitza (2510), con 17642 alevines  $\text{ha}^{-1}$ . De hecho, de los 120 datos de densidad de alevines en las diez localidades analizadas durante los 12 años del periodo de estudio, únicamente en once de ellos se superaron los 10.000 alevines  $\text{ha}^{-1}$ , por lo que las densidades obtenidas por Elliott (1990) se pueden catalogar de excepcionales en comparación con nuestra zona de estudio.

Por otro lado, hay que señalar que en algunos estudios previos se ha señalado la existencia de cambios ontogenéticos en el tamaño del territorio defendido por los salmónidos. Elliott (1990) fue el primero en describir un cambio en la relación entre el tamaño corporal y del territorio, al encontrar que los alevines de Trucha Común mayores de 4 cm aumentaban el tamaño de territorio defendido al aumentar el tamaño corporal a un ritmo menor que los alevines menores. Posteriormente, Keeley & Grant (1995) y Keeley & McPhail (1998) señalaron que los alevines de Salmón Atlántico y Trucha Arcorís menores de 5 cm utilizaban territorios relativamente más grandes para su tamaño corporal con relación a individuos de mayor tamaño. En el presente trabajo, se detectaron también diferencias ligadas al tamaño. De esta forma, las rectas de regresión ajustadas para las truchas 0+ y las mayores de 0+ diferían en la pendiente ( $F_{4,359}=4.24$ ,  $p=0.04$ ) y en el punto de corte ( $F_{4,359}=3.92$ ,  $p=0.048$ ). Sin embargo, dado que las significaciones obtenidas se encontraban en el límite no se ha podido confirmar la existencia de estos cambios ontogenéticos en las poblaciones analizadas.

En último lugar, hay que señalar que la variabilidad encontrada en las pendientes y puntos de corte de las regresiones entre el tamaño corporal y del territorio sugieren que la relación debe ser no sólo específica sino que llega incluso a presentar diferencias a nivel de población (Tabla 4.4.1 y Figuras 4.4.1 a 4.4.3). Las variaciones encontradas en relación al modelo descrito en Elliott (1990) en alevines de Trucha Común parecen confirmar este último punto. El tamaño de territorio tiene un papel fundamental en la determinación de la capacidad de carga del medio al predecir los requerimientos espaciales de los individuos a medida que aumentan su tamaño. Por tanto, esta relación debería ser aplicada a un nivel de especie e incluso en última instancia a un nivel poblacional. La necesidad de este nivel de especificidad a la hora de definir los requerimientos espaciales de las poblaciones ha sido descrita en trabajos previos (Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998), por lo que los resultados obtenidos en el presente trabajo aportan una evidencia más al respecto.

“The birth rates, carrying capacities, competition coefficients, and other parameters which characterize natural biological systems all, to a greater or a lesser degree, exhibit random fluctuations. Consequently, equilibrium is not the constancy of the physicist, but rather an average around which the system fluctuates”

May 1973

## 5. Estima de la capacidad de carga

---

## 5. Estima de la capacidad de carga

---

### 5.1. Introducción

Hace más de dos siglos, Malthus (1798) argumentó que los recursos de la tierra y la producción de alimento no podían crecer al mismo ritmo que la población humana. La población humana sufriría un crecimiento exponencial, mientras que el alimento disponible únicamente experimentaría un incremento aritmético. En un modelo exponencial como el planteado por Malthus el crecimiento poblacional se representa de la siguiente forma:

$$\frac{dN}{dt} = r \cdot N$$

donde  $N$  es el tamaño poblacional en un momento dado  $t$  y  $r$  es la tasa intrínseca de crecimiento. Por tanto, el tamaño de la población en un momento dado  $t$  vendría dado por la expresión:

$$N_t = N_0 e^{rt}$$

Sin embargo, en el texto original de Malthus no existen trazas de un límite poblacional superior; en la forma en la que Malthus expresó la concepción básica de su modelo, es la tasa de crecimiento, y no la población, la que tiende a un valor limitante constante (Hutchinson 1978). No obstante, el análisis de Malthus señaló la operación continua de procesos aparentemente inevitables que reducían la tasa intrínseca de crecimiento potencial (Hutchinson 1978).

De este modo, es Verhulst (1838) quien introduce por primera vez el concepto de nivel de saturación, denominado posteriormente capacidad de carga. El modelo de Verhulst, llamado habitualmente modelo de crecimiento logístico, es una modificación del modelo de Malthus, propuesto como una solución potencial al dilema del crecimiento exponencial malthusiano. Verhulst fue el primero en comprender la ventaja de un modelo con una tasa de crecimiento máxima y una función de retroalimentación del tamaño poblacional que reduce esta tasa (Hutchinson 1978). El modelo original de Verhulst toma la siguiente forma:

$$\frac{dN}{dt} = a \cdot N - b \cdot N^2$$

donde  $a$  es la tasa de crecimiento malthusiano. En el segundo término, añadido para evitar el crecimiento infinito,  $b$  es un coeficiente de freno, siempre positivo. Como consecuencia, una vez que el tamaño poblacional excediera la capacidad de carga del medio, el tamaño de la población tendría que disminuir. En la situación de equilibrio, la población no podría exceder cierto límite superior, y este límite implica una capacidad de carga.

Sin embargo, la obra de Verhulst no suscitó casi ningún interés entre sus contemporáneos, cayendo rápidamente en el olvido. Posteriormente, fueron Pearl & Reed (1920) los que redescubrieron la logística, empleándola en un artículo sobre el crecimiento de la población de Estados Unidos. Después de este momento la mayoría de investigadores de poblaciones experimentales utilizaron la ecuación de Verhulst o alguna modificación de la misma (Hutchinson 1978).

La forma ecológica usual de la ecuación logística se remonta a Lotka (1925), representándose de la siguiente forma:

$$\frac{dN}{dt} = r \cdot N \cdot \left(1 - \frac{N}{K}\right)$$

La ecuación se deriva de la ecuación original de Verhulst siendo  $r = a$  y  $K = a/b$ . El parámetro  $r$  representa la tasa intrínseca de crecimiento y  $K$  es la capacidad de carga del medio que representa el máximo nivel poblacional que un entorno dado puede sustentar dados unos recursos finitos (alimento, espacio, etc.).

En su forma finita, es decir, si se trata de poblaciones que crecen por generaciones discretas anuales, pero con una tasa de mortalidad continua y con el mismo tipo de limitación por parte de la densidad se obtiene:

$$\Delta N_{t+1} = r \cdot N_t \cdot \left(1 - \frac{N_t}{K}\right)$$

De la ecuación se deduce que cuanto menor sea la fracción de la capacidad de carga  $K$  representada por la población  $N$ , mayor será la tasa de crecimiento poblacional. De acuerdo con Renshaw (1991), la mayoría de los modelos teóricos que relacionan los tamaños poblacionales con el entorno son desarrollos obtenidos a partir del modelo de Verhulst.

La base biológica del modelo consiste en considerar que el crecimiento inicial es casi exponencial, disminuyendo a continuación la tasa de crecimiento, pues cada nuevo individuo o unidad de biomasa produce una disminución en los recursos del entorno (espacio, alimento, etc.) disponibles. Finalmente, esta demanda provoca un declive en el número (o biomasa) real añadido a la población. A medida que la competencia intraespecífica se intensifica, la supervivencia global disminuye, incrementándose la presión selectiva y estabilizándose el número total de individuos o la biomasa total en un nivel máximo constante que es la capacidad de carga ( $K$ ). Cuando el tamaño poblacional alcanza la capacidad de carga, el crecimiento poblacional cesa.

Por tanto, cuando una población supera su capacidad de carga local, se produce una autorregulación del tamaño poblacional a través factores denso-dependientes que devuelven a la población a un equilibrio estable. En los salmónidos se ha descrito en múltiples estudios la regulación de las poblaciones mediante un crecimiento, mortalidad y emigración dependientes de la densidad.

A parte del modelo logístico de Verhulst, la capacidad de carga se puede expresar en cualquier modelo que asuma la existencia de denso-dependencia (del Monte-Luna *et al.* 2004). La relación stock-reclutamiento (Beverton & Holt 1957) supone que el rendimiento reproductivo de una población aumenta de forma logarítmica hasta que las tasas de natalidad y mortalidad llegan a un equilibrio, siendo la capacidad de carga el punto donde la curva alcanza la asíntota.

La capacidad de carga es la clave en la gestión de los recursos renovables (Hilborn *et al.* 1995). En poblaciones sujetas a explotación comercial, el objetivo habitual es el de mantener el tamaño poblacional a la mitad de la capacidad de carga, donde la tasa de crecimiento es máxima. Por el contrario, desde un punto de vista conservacionista, el objetivo a alcanzar es conseguir un tamaño poblacional próximo o igual a la capacidad de carga.

Aplicado a los sistemas fluviales, Moyle (1949) define la capacidad de carga de un río como la mayor abundancia de peces, ya sea en términos de densidad o biomasa, que dicho río puede soportar en condiciones naturales durante el periodo de menor hábitat disponible, debiendo ser considerado como un valor medio alrededor del cual las poblaciones fluctúan.

La definición de capacidad de carga requiere algunas matizaciones. En primer lugar, la cantidad y calidad del hábitat físico disponible se consideran como factores limitantes. Como ya se expuso en el capítulo tercero de la presente tesis, existen una serie de factores físicos (temperatura del agua, régimen de caudales, calidad del agua) y biológicos (competencia, depredación, territorialidad, disponibilidad de alimento) que pueden limitar la estructura y abundancia de las poblaciones. Cuando en la presente tesis se asume que el hábitat físico es el factor limitante se hace bajo el enfoque de que es una condición necesaria pero no suficiente para la existencia de una población viable (Milhous 1999). Es decir, que el hábitat físico es un factor limitante y el tamaño de la población, desde un punto de vista a largo plazo, no puede ser mayor de lo que el hábitat físico puede soportar. Cuando existen otros factores limitantes, el tamaño poblacional podría ser menor de lo que el hábitat físico puede mantener pero nunca mayor. Por tanto, se asume que en ausencia de otros factores de regulación, las limitaciones impuestas por el hábitat disponible controlan el tamaño y la dinámica de las poblaciones de peces (Nehring & Anderson 1993; Minns *et al.* 1995; Cunjak & Therrien 1997).

La población se regulará a través de dos tipos de mecanismos ligados a la disponibilidad de hábitat (Capra *et al.* 2003):

- Un incremento de la tasa de supervivencia en los primeros meses de vida que representa la capacidad de una población para volver a un tamaño compatible con el hábitat potencial cuando el río está infraocupado.

- Un ajuste de la población a la capacidad de carga local, representado por el desplazamiento de los individuos hacia otros tramos en casos de superpoblación.

De este modo, la capacidad de carga en un momento dado se define como la máxima densidad o biomasa que un determinado tramo de río puede mantener para un valor dado de hábitat potencial útil (Capra *et al.* 2003). Esta es la definición de capacidad de carga que se ha adoptado en la presente tesis. El cálculo del Hábitat Potencial Útil (HPU) se convierte así en un paso previo e imprescindible para el cálculo de las capacidades de carga asociadas a cada tramo del río.

Por otro lado, se debe considerar la capacidad de carga como un valor medio alrededor del cual las poblaciones fluctúan. No obstante, hay que tener en cuenta que al depender de las condiciones del entorno, la capacidad de carga cambia con las variaciones de éste, determinando esta variabilidad la dinámica de las poblaciones. Por tanto, será necesario establecer la capacidad de carga media del entorno, así como su patrón de variación temporal.

En los modelos de dinámica de poblaciones utilizados para la evaluación de los recursos, la capacidad de carga generalmente se asume constante (del Monte-Luna *et al.* 2004). No obstante, esta simplificación, dada la inherente variabilidad de los sistemas naturales (Hilborn & Ludwig 1993), puede provocar que estos modelos determinísticos pierdan robustez a largo plazo (Lluch-Belda *et al.* 1999). Por tanto, cuando se producen cambios significativos en las condiciones del medio, la capacidad de carga de éste debe ser redefinida.

En el capítulo cuarto de la presente tesis se estableció la relación existente entre la capacidad de carga del medio y los requerimientos espaciales de los individuos. En las poblaciones que se encuentran limitadas por los recursos disponibles, en este caso por el hábitat físico, la capacidad de carga del medio estará en última instancia determinada por la abundancia y distribución de tales recursos y por cómo compiten los individuos por ellos. El hábitat requerido por cada individuo proporciona el nexo entre la cantidad de hábitat disponible y el número de individuos que pueden ser sostenidos por el medio. Así, el tamaño de territorio al representar el espacio vital mínimo necesario por los distintos individuos de la población, es el elemento que liga el hábitat disponible en el medio, calculado a partir de la relación hábitat potencial útil por caudal, con la capacidad de carga local.

En el presente capítulo se procederá a determinar la capacidad de carga total y por clases de edad en las localidades de muestreo según el modelo anteriormente expuesto. Posteriormente, se realizará la comparación de los resultados obtenidos con las densidades estimadas para evaluar el estado de conservación de las poblaciones.

Precisamente, de esta evaluación se deriva gran parte de la utilidad que presenta el cálculo de la capacidad de carga. Así, la estima de la capacidad de carga es una importante herramienta para la gestión de las poblaciones, ya que permite conocer la abundancia potencial que pueden albergar los sistemas fluviales y, por tanto, evaluar el estado de las poblaciones y analizar los cambios producidos en ellas como consecuencia de alteraciones en el hábitat u otros impactos de origen antrópico (Platts & Nelson 1988, Baran *et al.* 1996, Gibson & Myers 2003). Por tanto, la estima de la capacidad de carga permite priorizar las áreas de actuación en función del estado de las poblaciones y de los impactos que están incidiendo en ellas. Además, puede ser utilizada para comparar la calidad del hábitat (Hayes *et al.* 1996) entre distintos tramos de ríos y evaluar las fuentes de degradación, lo que permite establecer medidas de mitigación, rehabilitación o restauración del hábitat que puedan ser incluidas en los planes de gestión.

La capacidad de carga del río también es un parámetro clave en numerosos y variados modelos de simulación. Estos modelos se emplean para cuantificar y valorar los impactos en las comunidades de peces producidos por las variaciones en el caudal circulante debidas a la presencia de obras hidráulicas (Harpman *et al.* 1993). Este parámetro se utiliza también para establecer modelos de optimización de los recursos hídricos (Cardwell *et al.* 1996), de evaluación de los efectos producidos por diferentes estrategias de gestión sobre las poblaciones de peces (Jager *et al.* 1997, Sabaton *et al.* 1997, Capra *et al.* 2003), o de análisis de la viabilidad y persistencia de las poblaciones espacialmente aisladas (Morita & Yokota 2002, Hilderbrand 2003). Los casos expuestos son algunos ejemplos del papel fundamental que juega la capacidad de carga en la modelización de la dinámica poblacional. Por otro lado, también es un parámetro que resulta necesario conocer para determinar la máxima tasa de extracción en poblaciones sometidas a explotación por pesca (Moussalli & Hilborn 1986), o para el análisis dimensional de las estructuras de paso para peces (Clay 1995).



## 5.2. Material y métodos

### 5.2.1. Área de estudio

La zona de estudio engloba todos los ríos de la cuenca del Ebro perteneciente a Navarra que albergan poblaciones de Trucha Común. Dentro del área de estudio se han analizado 37 localidades de muestreo repartidas por las subcuencas de los ríos Aragón, Arga y Ega (ver apartado 2.2.1 del capítulo 2).

### 5.2.2. Enfoque metodológico

La idea básica del método propuesto en el presente estudio radica en ligar la capacidad de carga local del medio y el hábitat disponible a través de los requerimientos espaciales de los individuos. Se han propuesto modelos similares al presentado en el presente estudio en trabajos previos. Cardwell *et al.* (1996) elaboraron un modelo de optimización multiobjetivo, con la finalidad de diseñar caudales ambientales que cubran las necesidades tanto de las comunidades acuáticas como de las actividades humanas (abastecimiento urbano, uso agrícola, industrial y recreativo, producción energética, pesca deportiva). Dentro del modelo de optimización, el objetivo relacionado con las poblaciones de peces es el de maximizar la capacidad de carga del río (denominada capacidad del hábitat) en el período de mínimo hábitat disponible. La estima de la capacidad del hábitat toma la siguiente forma:

$$HC = \frac{\beta \cdot HPU}{\alpha \cdot \gamma}$$

donde HC es la capacidad del hábitat, equivalente a la capacidad de carga; HPU es el hábitat potencial útil;  $\gamma$  es la cantidad de hábitat necesaria para un individuo de un determinada clase de edad, equivalente al tamaño de territorio;  $\alpha$  representa la fracción de individuos de una clase de edad particular presente en un mes determinado y que por tanto, requieren un hábitat determinado durante dicho mes. En el modelo propuesto en la presente tesis, este parámetro tomaría el valor de uno, ya que en el periodo estival (momento de mínimo hábitat disponible) se asume que todos los individuos de dicha clase de edad se encuentran presentes en el río (por ejemplo, todos los alevines han emergido ya en el periodo estival). Por último,  $\beta$  representa la probabilidad de supervivencia de un individuo desde la clase de edad juvenil hasta la clase de edad a la que pertenece si el hábitat no fuera un factor limitante. Debido a que en la presente tesis se asume que el hábitat es el único factor limitante, el valor de este parámetro sería de uno. Por tanto, la estima final de la capacidad de carga para el periodo estival depende de los mismos parámetros en ambos modelos, el hábitat potencial útil y el tamaño de territorio. Sin embargo, en una aplicación práctica del modelo, Cardwell y colaboradores calculan el tamaño de territorio a partir de la relación entre el territorio y la longitud furcal interespecífica desarrollada por Grant & Kramer (1990).

Posteriormente, Jager *et al.* (1997) desarrollaron un modelo de simulación para predecir los efectos de las variaciones en el caudal provocadas por la presencia de embalses sobre la producción de esguines de *Oncorhynchus tshawytscha*. Para ello, desarrollaron un complejo modelo individual y espacialmente explícito basado en una serie de parámetros físicos y biológicos. Uno de estos parámetros es la capacidad del hábitat, la cuál estaba basada también en la relación existente entre el hábitat potencial útil y el tamaño de territorio, que fue determinado de nuevo a partir de la relación interespecífica desarrollada por Grant & Kramer (1990).

Harpman *et al.* (1993) utilizan datos de hábitat similares a los usados por Jager *et al.* (1997) en un modelo poblacional desarrollado para predecir los impactos producidos sobre las poblaciones de Trucha Común por cambios en el caudal, debidos a la presencia de grandes embalses. La finalidad del modelo es el de evaluar y valorar los efectos de las variaciones en el caudal circulante producidas por diversas estrategias de gestión alternativas sobre la pesca deportiva. Este modelo, denominado modelo de hábitat efectivo es una extensión de la metodología IFIM desarrollada por Waddle (1992), y se basa en la premisa de que en ríos con una alta variabilidad ambiental, el hábitat físico determinado por el régimen de caudales limita el tamaño de las poblaciones de peces. Por tanto, el hábitat efectivo (EHAB) impone el máximo desarrollo poblacional en términos de densidad para un año determinado  $t$ . Este se cuantifica como el mínimo valor entre el hábitat disponible limitante (LAH) y el hábitat requerido (HD) para albergar a los individuos de una determinada clase de edad ( $i$ ):

$$EHAB_{t,i} = \min (LAH_{t,i}, HD_{t,i})$$

El LAH es el mínimo valor de hábitat potencial útil mensual registrado en un año  $t$ . El modelo asume que cada clase de edad ocupa su hábitat disponible a una densidad constante basada en los datos poblacionales observados. El número de individuos de una clase de edad ( $i-1$ ) que progresan hacia la clase de edad siguiente ( $i$ ) se cuantifica mediante el factor multiplicador  $M$ , basado en las tasas de mortalidad y densidad obtenidas a partir de los datos poblacionales. Los individuos de una clase de edad ( $i-1$ ) que sobreviven y llegan a la clase de edad  $i$ , ocuparán el hábitat de tipo ( $i$ ) con la densidad media correspondiente a esta clase de edad. Por tanto:

$$HD_{t,i} = (EHAB_{t-1,i-1}) \cdot (M_{i-1,i})$$

Finalmente, el stock de truchas adultas disponibles para la pesca deportiva se calcula como el producto entre el hábitat efectivo para las clases edad adultas y la densidad media de dichas clases de edad. Este modelo incorpora la noción de que la capacidad de carga del río está limitada por la disponibilidad de hábitat, tanto del año analizado como de años anteriores. Sin embargo, no tiene en cuenta los requerimientos espaciales teóricos de los individuos, ni su variación a lo largo del desarrollo vital.

Sabaton *et al.* (1997) desarrollaron el modelo MODYPOP, el cuál es un modelo de simulación de la dinámica poblacional para la Trucha Común. El modelo basado en la matriz de Leslie (1945), simula cambios en las poblaciones de Trucha Común utilizando parámetros biológicos que dependen de las condiciones ambientales. Uno de los fundamentos básicos del modelo es que se producirá un desplazamiento de los individuos cuando la densidad supere la capacidad de carga. Este desplazamiento se traducirá en la muerte de los individuos dependiendo de la clase de edad a la que pertenezcan. La capacidad de carga del medio, en términos de biomasa, viene determinada por el hábitat potencial útil en el mes más limitante y por la máxima tasa de ocupación (el inverso del tamaño de territorio, en  $\text{g m}^2$  de HPU) registrada en el total de los muestreos realizados en el lugar de estudio. Por tanto, el cálculo de la capacidad de carga se basa en datos observados, calibrándose dicho parámetro en función de la máxima tasa de ocupación observada. Bajo este supuesto, la capacidad de carga únicamente se alcanza cuando la población presente una tasa de ocupación igual a la máxima históricamente observada.

La densidad media poblacional será, por tanto, siempre inferior a la capacidad de carga media. La concepción de la capacidad de carga entonces varía respecto a la empleada en el presente trabajo, en el que la capacidad de carga se considera un valor medio alrededor del cual las poblaciones fluctúan. Hablando en términos de ocupación, en la presente tesis la capacidad de carga se estima a partir del número de individuos que de forma teórica se pueden acomodar en un metro cuadrado de HPU según su tamaño corporal, lo que en definitiva define la demanda metabólica de energía. Sin embargo, en el modelo MODYPOP la capacidad de carga se calcula a partir del máximo número de individuos (en realidad, de la máxima biomasa) por metro cuadrado de HPU observados en la serie histórica de muestreos. Este valor puede haberse dado en unas condiciones ambientales excepcionales. Las aplicaciones posteriores del modelo se pueden encontrar en Gouraud *et al.* (2000, 2001, 2004) y Capra *et al.* (2003), en las que también se utiliza la máxima tasa de ocupación como nexo de unión entre el hábitat potencial útil y la capacidad de carga.

El principal factor que diferencia el modelo propuesto en el presente estudio y los modelos antes comentados es el de integrar un modelo de simulación del hábitat físico con un modelo que define los requerimientos espaciales teóricos específicos de la especie en estudio. Además, en el presente trabajo se realiza en la etapa de simulación del hábitat físico un análisis de competencia entre las clases de edad que no es contemplado en los modelos anteriores.

El hecho de que en la metodología propuesta se considere el hábitat disponible como el único factor ambiental limitante reduce la complejidad del modelo, permitiendo la estima de la capacidad de carga de forma relativamente sencilla. En una etapa posterior de la metodología presentada es cuando se tienen en cuenta el resto de factores

que muestran una influencia sobre la dinámica poblacional, evaluando el efecto que producen sobre el estado de las poblaciones. Sin embargo, a pesar de la aparente sencillez de cálculo, el modelo elaborado engloba varios submodelos de simulación que requieren estar calibrados, debiendo presentar una alta fiabilidad de forma independiente.

Para llegar al cálculo final de la capacidad de carga local se debe llevar a cabo la modelización de la hidrodinámica fluvial y de los requerimientos de hábitat por parte de la Trucha Común para realizar las simulaciones del hábitat físico, así como la modelización de los requerimientos espaciales de los individuos a través de la relación entre el tamaño corporal y del territorio. El hecho de que el modelo final de capacidad de carga depende de diversas simulaciones y modelizaciones, implica que la fiabilidad y precisión de los resultados obtenidos dependa del grado de error que puedan presentar los submodelos que lo componen. Así, existen diversos factores que pueden incidir de manera negativa en la calibración del modelo final de estima de la capacidad de carga.

En primer lugar, en la elaboración de las curvas de idoneidad de hábitat resulta fundamental la toma de datos, ya que las curvas deben ser construidas a partir de datos obtenidos en poblaciones que se encuentren en capacidad de carga, para representar de forma fidedigna la selección de hábitat por las diferentes clases de edad, ya que ésta puede variar en función de la densidad poblacional (Bovee 1982, Elliott 1986, Bult *et al.* 1999, Rosenfeld *et al.* 2005). Así, las fluctuaciones en la abundancia poblacional inducen oscilaciones de la densidad de truchas en los hábitats de menor calidad (hábitats secundarios), los cuales albergan bajas densidades cuando la densidad poblacional global es baja (Bult *et al.* 1999): Cuando la densidad poblacional es baja, el hábitat ocupado incluirá únicamente a los hábitats de mayor calidad (hábitats primarios); en cambio, a densidades poblacionales elevadas, el hábitat ocupado se expandirá incluyendo los hábitats secundarios que serán utilizados por los individuos dominados, mientras que los hábitats de mayor calidad serán ocupados por los individuos dominantes. Por tanto, si los muestreos se realizan en un momento en que la densidad poblacional es inferior a la capacidad de carga, únicamente se registrarán datos de uso en hábitats primarios, sin recogerse los datos de uso en zonas de una calidad inferior (hábitats secundarios), que pueden ser ocupados a altas densidades. En este caso se puede subestimar el hábitat disponible al realizar las simulaciones del hábitat.

En segundo lugar, resulta de gran importancia la elección de la localidad de muestreo, que debe ser representativa del tramo de río que se quiere modelizar. La morfología del cauce, así como la distribución de mesohábitats en la localidad de estudio, muestran una elevada influencia en la modelización del hábitat. En este sentido, cobra gran importancia la ubicación y el número de transectos utilizados en la modelización, ya que deben representar todas las condiciones hidráulicas de la localidad

de muestreo. De no ser así, pueden existir variaciones substanciales en las curvas de hábitat potencial útil por caudal.

En tercer lugar, para modelizar la competencia entre las distintas clases de edad se realizó un análisis del grado de solapamiento de zonas de uso potencial del cauce. Según el criterio adoptado, los individuos de menor edad serían expulsados de las zonas del cauce utilizables cuando la preferencia por tales áreas fuese menor que la mostrada por las truchas pertenecientes a clases de edad superiores. Sin embargo, en años en los que una clase de edad determinada presenta bajas densidades debido a la actuación de algún factor de regulación distinto al hábitat físico, puede existir una gran cantidad de hábitat disponible desocupado. Por tanto, estas áreas de solapamiento podrían ser utilizadas por individuos de otras clases de edad, aumentando la capacidad de carga del tramo para dichas clases de edad.

Por último, la determinación del tamaño de territorio tiene una gran influencia en la capacidad de carga estimada ya que define la máxima tasa de ocupación potencial. El uso de modelos desarrollados para otras especies o poblaciones de la misma especie muy diferentes, puede llevar a estimar unos requerimientos espaciales de los individuos poco reales. También hay que tener en cuenta que no todos los individuos que componen las poblaciones defienden territorios. Así, existe una proporción de individuos dentro de la población que no se alimentan desde un punto focal fijo, y que pueden adquirir un comportamiento territorial en algunas circunstancias, comportándose como individuos no territoriales en otras, dependiendo de los niveles de competencia (Puckett & Dill 1985). La presencia de esta población flotante ha sido descrita en las poblaciones de salmónidos en diversos estudios (Jenkins *et al.* 1999, Imre *et al.* 2002, Bränås *et al.* 2003). Si la proporción de individuos que manifiestan tal comportamiento es elevada, la capacidad de carga puede estar subestimada.

### 5.2.3. Análisis de datos

En primer lugar se ha efectuado un estudio de las actividades humanas presentes en las 37 localidades analizadas, descritas en el apartado 2.2.1. del capítulo dos de la presente tesis. Se realizó un análisis descriptivo de los usos del suelo a partir del mapa de cultivos y aprovechamientos de Navarra. También se analizaron las alteraciones presentes en los sistemas fluviales estudiados a partir de la cartografía digital proporcionada por el Gobierno de Navarra. Ambos análisis se efectuaron mediante el uso de sistemas de información geográfica (Arcgis 8.1). En la sección de resultados se presentan los mapas de alteraciones elaborados. Para identificar los obstáculos (infraestructuras hidráulicas y saltos naturales) existentes en los cauces estudiados se siguió la codificación establecida por el Gobierno de Navarra.

Posteriormente, se ha llevado a cabo la determinación de la capacidad de carga en las localidades. La capacidad de carga se estimó mediante la siguiente relación:

$$Cc_i = \frac{HPU_i}{T_i}$$

donde  $Cc_i$  es la capacidad de carga local para una clase de edad determinada (medida en truchas por ha),  $HPU_i$  es el hábitat potencial útil estimado para dicha clase de edad ( $m^2 ha^{-1}$ ), y  $T_i$  es el tamaño de territorio utilizado por un individuo de tamaño medio de dicha clase de edad ( $m^2 trucha^{-1}$ ).

Se emplearon los valores de hábitat potencial útil calculados en el capítulo tercero de la presente tesis. El tamaño de territorio medio utilizado por los individuos de cada clase de edad se determinó a partir del estudio de densidad y crecimiento de Almodóvar *et al.* 2006, mediante la relación entre la longitud furcal y el tamaño de territorio elaborada en el capítulo cuarto de la presente tesis.

El uso del error típico como parámetro de dispersión de la media de la longitud furcal establece un intervalo de valores probables para el tamaño de territorio de una clase de edad determinada. El tamaño de territorio medio determina la capacidad de carga y los límites del intervalo estimado para el tamaño de territorio determinan los límites inferior y superior del intervalo estimado para la capacidad de carga de ese año. Los valores medios de los límites inferior y superior a lo largo de los años estudiados establecen los límites del intervalo estimado para la capacidad de carga media del tramo para la clase de edad examinada.

Finalmente, se ha estudiado la relación existente entre las capacidades de carga y las densidades estimadas. Asimismo, se ha evaluado el estado de conservación de las poblaciones a partir de la relación anterior y del estudio de las posibles alteraciones presentes en las localidades.

Se utilizó el estudio de la calidad del agua y de la incidencia de la pesca deportiva en los ríos estudiados de Almodóvar *et al.* (2006) para evaluar su influencia en las relaciones observadas entre las capacidades de carga y las densidades estimadas.

Para facilitar la interpretación de los resultados obtenidos, así como para poder compararlos con los descritos en trabajos anteriores, se ha utilizado la tasa de ocupación como parámetro de cuantificación de los requerimientos espaciales de los individuos en lugar del tamaño de territorio. La tasa de ocupación se define como el número de truchas que pueden ser acomodadas en  $1 m^2$  de HPU. Así, la tasa de ocupación de una clase de edad determinada se calcula como el inverso del tamaño de territorio predicho por la relación entre el tamaño corporal y del territorio para dicha clase de edad. Se emplearon los resultados de abundancia obtenidos en Almodóvar *et al.* (2006) para la cuantificación de las tasas de ocupación en términos de biomasa.

### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. Estudio de los usos del suelo y alteraciones

##### Cuenca del río Eska

Los tramos estudiados en el cauce principal del río Eska presentan un carácter eminentemente forestal (Tabla 5.3.1.1), prevaleciendo las superficies boscosas. El tramo de río representado por Roncal (120) presenta los porcentajes más elevados de superficies urbanas (3.6%) y tierras agrícolas (10 %). En el tramo de Burgui (130) el 100% de la superficie son zonas forestales, principalmente masas boscosas (83%). En los tramos estudiados en los ríos Belagua y Uztárroz, el uso del suelo predominante también es el forestal. Sin embargo, en el tramo de Belagua (210) se presentan los porcentajes más elevados de praderas (23.5%) de toda la cuenca del Eska.

**Tabla 5.3.1.1.** Usos del suelo en las localidades situadas en el río Eska.

Clasificación	Isaba (110)	Roncal (120)	Burgui (130)	Belagua (210)	Uztárroz (320)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	1.80%	3.62%	0.00%	0.82%	1.63%
2. Territorios agrícolas					
2.1. Tierras labradas	0.00%	3.17%	0.00%	0.00%	0.00%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
2.3. Praderas	6.88%	6.84%	0.00%	23.54%	5.93%
3. Zonas forestales					
3.1. Bosques	81.01%	70.74%	83.02%	58.89%	85.92%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva/herbácea	7.29%	15.62%	16.99%	11.29%	5.70%
3.3. Roquedos	3.03%	0.00%	0.00%	5.45%	0.81%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%

La cuenca del Eska está muy poco alterada con relación al resto de cuencas en estudio (Tabla 5.3.1.2), ya que no hay ninguna mina o cantera y sólo existen tres naves agroindustriales. En la Figura 5.3.1.1 se observa la existencia de once presas en la cuenca, aunque sólo tres de ellas se encuentran en el cauce principal. En el tramo del río Eska entre las localidades de Isaba y Roncal se localizan tres centrales hidroeléctricas, con sus respectivas presas, de las cuales la de la estación de Garde (ES-3) resulta infranqueable para los peces. En el río Uztárroz existen dos presas sin dificultad para ser franqueadas. En el río Belagua se localiza una de las presas de la estación hidroeléctrica de Isaba en el río Belagua (BELAG-1), que tampoco ofrece problemas para ser franqueada, pero que deriva agua hasta la central situada en el río Eska. Hay también en este río una toma de abastecimiento de agua, con la consecuente detracción de caudal.

**Tabla 5.3.1.2.** Alteraciones de la cuenca del Eska.

	Eska	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	32276.9	16143.1
Canteras/1000 ha	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.093	1.030

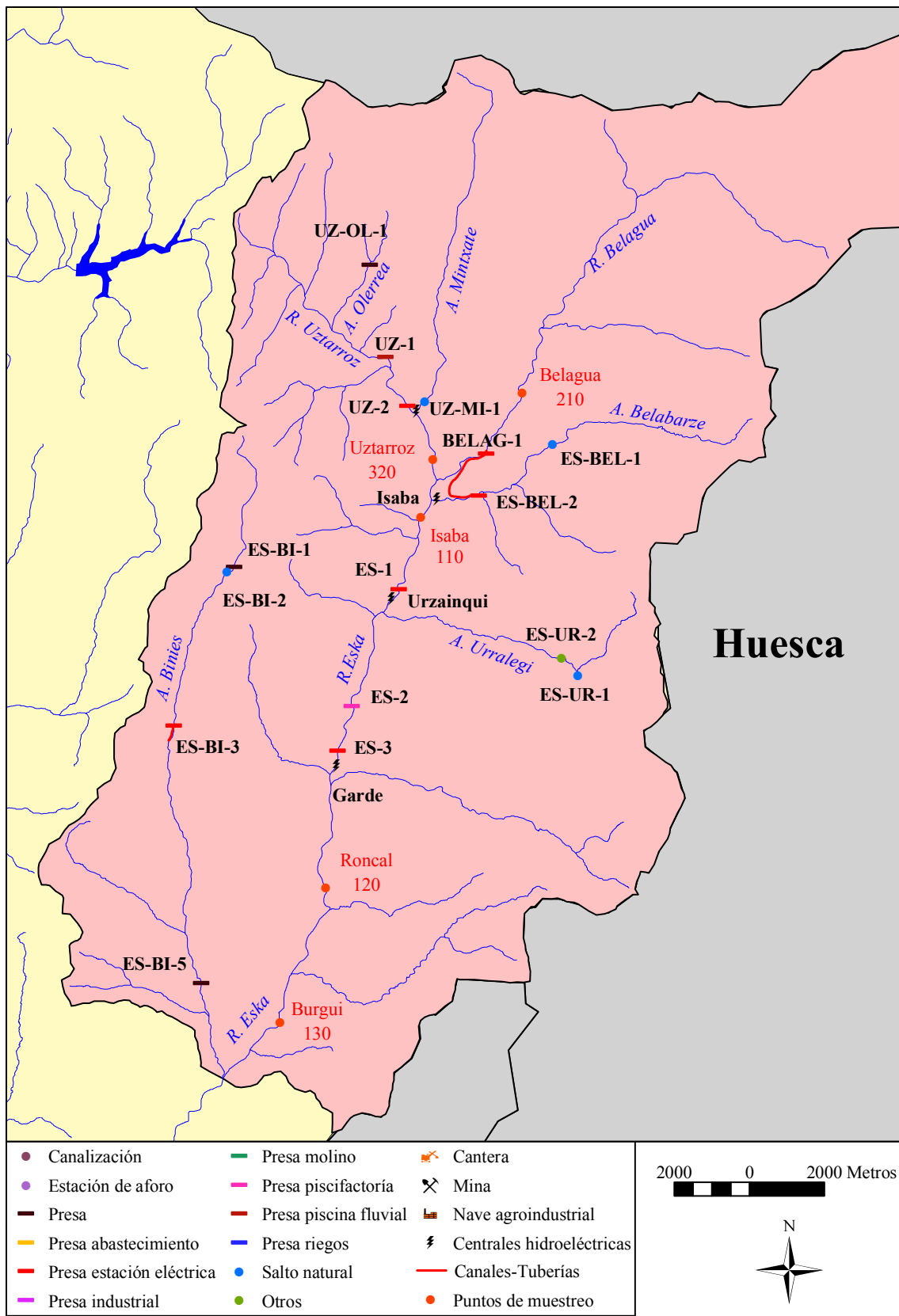


Figura 5.3.1.1. Alteraciones existentes en la cuenca del río Eska.



### Cuenca del río Salazar

En los tramos estudiados del río Salazar predominan los usos de carácter forestal en general, y las zonas de bosque en particular (Tabla 5.3.1.3). Cabe destacar la elevada proporción de zonas de cultivos herbáceos, especialmente en los tramos representados por las localidades de Eskaroz (710) y Güesa (720). El tramo de Aspurz (740) es el que presenta un menor porcentaje de tierras de cultivo (12.8%), aunque también es el que tiene una mayor representación de zonas de matorral (19.8%).

**Tabla 5.3.1.3.** Usos del suelo en las localidades de Salazar en Eskaroz (710), Güesa (720) y Aspurz (740) y de Zatoia en Ochagavía (930).

Clasificación	Eskaroz (710)	Güesa (720)	Aspurz (740)	Ochagavía (930)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	3.12%	2.32%	0.00%	4.11%
2. Territorios agrícolas				
2.1. Tierras labradas	23.70%	28.47%	12.81%	16.30%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
2.3. Praderas	0.00%	1.09%	0.00%	4.22%
3. Zonas forestales				
3.1. Bosques	70.88%	55.08%	67.17%	60.35%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	2.30%	12.84%	19.80%	14.70%
3.3. Roquedos	0.00%	0.19%	0.22%	0.31%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%

En referencia a las posibles alteraciones de origen antrópico en la cuenca, tanto la cuenca del Salazar como la subcuenca del Zatoia se encuentran muy poco alteradas con relación al resto de cuencas en estudio (Tabla 5.3.1.4), ya que no se encuentran minas o canteras, y el número de naves agroindustriales es bastante inferior a la media.

**Tabla 5.3.1.4.** Alteraciones en las cuencas de los ríos Salazar y Zatoia.

	Salazar	Zatoia	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	44227.4	7213.6	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.000	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.136	0.693	1.030

En la cuenca de estudio existen 18 presas (Figura 5.3.1.2), ocho de las cuales están situadas en el cauce principal. En el afluente Zatoia se encuentra la presa de la serrería (SA-ZAT-3), que resulta franqueable únicamente en crecidas. En el tramo del Salazar comprendido entre las localidades de Eskaroz y Güesa existen varias estaciones hidroeléctricas con sus respectivas presas, de las cuales las de Electra Molino Esparza de Salazar (SA-4) y la de Electra del Molino de Oronz (SA-3) resultan infranqueables por los peces al carecer de pasos. Entre Güesa y Aspurz cabe mencionar la presencia de tres molinos con sus respectivas presas y canales, de escasa dificultad para ser franqueadas, de los cuales los de Ustés (SA-6) y Aspurz (SA-8) derivan agua para riego.

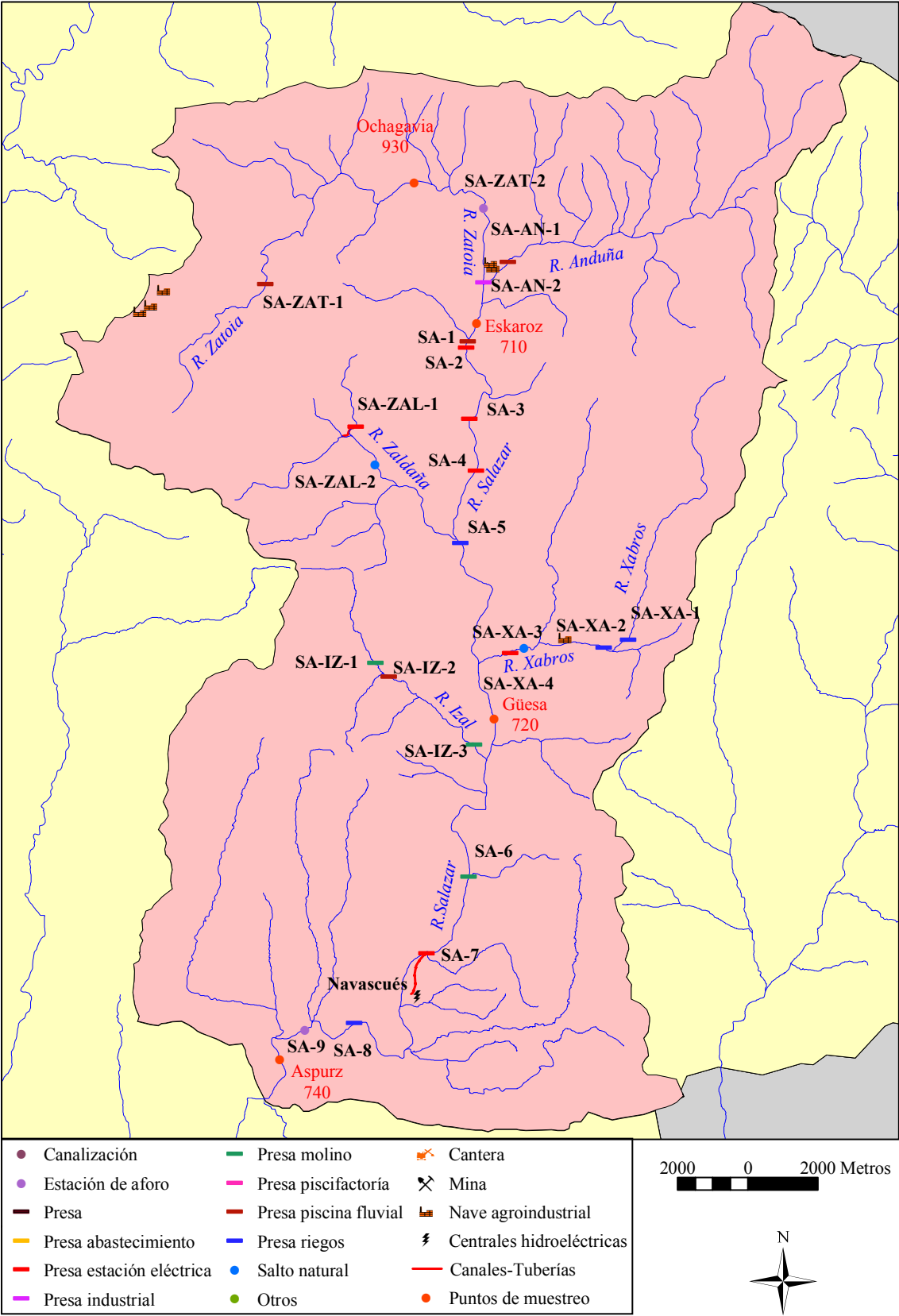


Figura 5.3.1.2. Alteraciones existentes en la cuenca del río Salazar.

### Cuenca del río Areta

Con relación a los usos del suelo a escala local (Tabla 5.3.1.5), la localidad estudiada (1010) refleja fielmente la distribución de usos de la cuenca, con proporciones similares de cada clase de uso. Así, predominan las superficies forestales, especialmente las zonas de bosques (65.6%). Existe un 14% de superficies agrícolas, predominando las zonas de cultivos.

**Tabla 5.3.1.5.** Usos del suelo de la localidad de Areta en Ongoz (1010).

Clasificación	Ongoz (1010)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.18%
2. Territorios agrícolas	
2.1. Tierras labradas	10.44%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%
2.3. Praderas	4.31%
3. Zonas forestales	
3.1. Bosques	62.59%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	22.39%
3.3. Roquedos	0.10%
4. Superficies de agua	0.00%

En cuanto a las posibles alteraciones de origen antrópico en la cuenca, cabe señalar que esta se encuentra prácticamente inalterada, ya que no presenta minas o canteras y únicamente existe una nave de carácter agroindustrial (Tabla 5.1.3.6).

**Tabla 5.3.1.6.** Alteraciones de la cuenca del río Areta.

	Areta	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	10743.9	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.093	1.030

Entre las alteraciones en el hábitat fluvial existentes en el río, cabe citar la presa de Ateas de Elcoaz (ARE-1), situada en la cabecera y que resulta infranqueable para los peces, y la presa del Molino de Elcoaz (ARE-2), también situada en la cabecera y que se encuentra medio derruida, por lo que no resulta un obstáculo real. También se encuentran la estación de aforos de Murillo-Berroya (ARE-5) y las presas del antiguo Molino de Berroya (ARE-6) y la de Sante Fe (ARE-3), que no deben presentar problemas para ser franqueadas por los peces. Sin embargo, la Presa de la Central-Molino de Irurozqui (ARE-4), que se encuentra clausurada, sólo resulta franqueable durante crecidas del río (Figura 5.3.1.3).

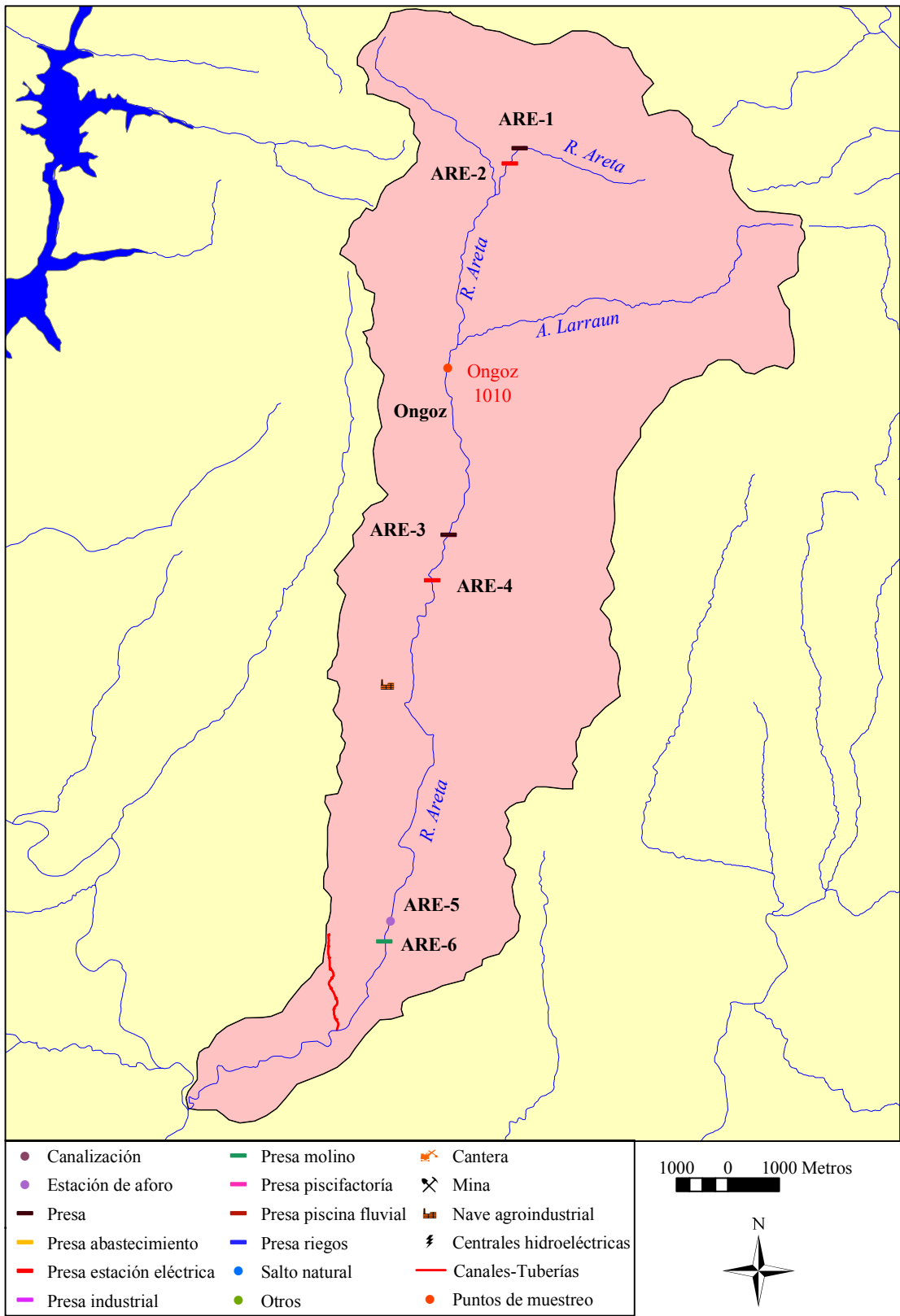


Figura 5.3.1.3. Alteraciones existentes en la cuenca del río Areta.

### Cuenca del río Irati

En todos los tramos estudiados predominan los usos de carácter forestal (Tabla 5.3.1.7), especialmente en el tramo representado por la localidad de Virgen de las Nieves (1110) donde el 100% de la superficie son zonas forestales. Cabe destacar la elevada proporción de zonas de praderas en los tramos de Irati en Orbaizeta (1130) y de Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136), superior al 20%.

**Tabla 5.3.1.7.** Usos del suelo en las localidades de Irati en Virgen de las Nieves (1110) y Orbaizeta (1130) y de Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136).

Clasificación	V. Nieves (1110)	Orbaizeta (1130)	F. Orbaizeta (1136)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.00%	1.02%	1.45%
2. Territorios agrícolas			
2.1. Tierras labradas	0.00%	1.14%	0.00%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%
2.3 Praderas	0.00%	19.56%	26.05%
3. Zonas forestales			
3.1. Bosques	92.96%	60.76%	67.87%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva/herbácea	7.03%	11.54%	4.62%
3.3 Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	5.99%	0.00%

La cuenca del río Irati está prácticamente inalterada, ya que no hay minas o canteras y únicamente existe una nave agroindustrial (Tabla 5.3.1.8). Por el contrario, las alteraciones existentes en el hábitat fluvial son muy abundantes (Figura 5.3.1.4). Aguas arriba de la localidad de Virgen de las Nieves se localiza el embalse de Koxta en el afluente Urtxuria (IR-URT-1), que resulta infranqueable para los peces. En el tramo del río Irati comprendido entre Virgen de las Nieves y Orbaizeta se encuentra la presa del embalse y de la central de Irabia (IR-1), que resulta también infranqueable. También se localiza la presa con el canal de derivación perteneciente a la central hidroeléctrica de Betolegui (IR-2), de máxima dificultad y que deriva agua hacia la central situada 11 kilómetros aguas abajo. En el tramo del río Irati comprendido entre Orbaizeta y el embalse de Itoiz, se encuentran las presas de las centrales hidroeléctricas de Aribre (IR-5), Olalde (IR-8), Olalde 2 (IR-10), Oroz-Betelu (IR-11), Irati (IR-14) y Artozqui (IR-15). Todas las presas resultan franqueables salvo las de Aribre y la de Artozqui. Por último, se halla la presa del embalse de Itoiz que impide completamente el paso de los peces aguas arriba. En el río Legartza, antes de su confluencia con el Irati (IR-LE-3), existe una sucesión de cascadas naturales difícilmente franqueables.

**Tabla 5.3.1.8.** Alteraciones al nivel de cuenca en el Río Irati.

	Irati	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	32395.4	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.000	0.079
Minas 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.031	1.030

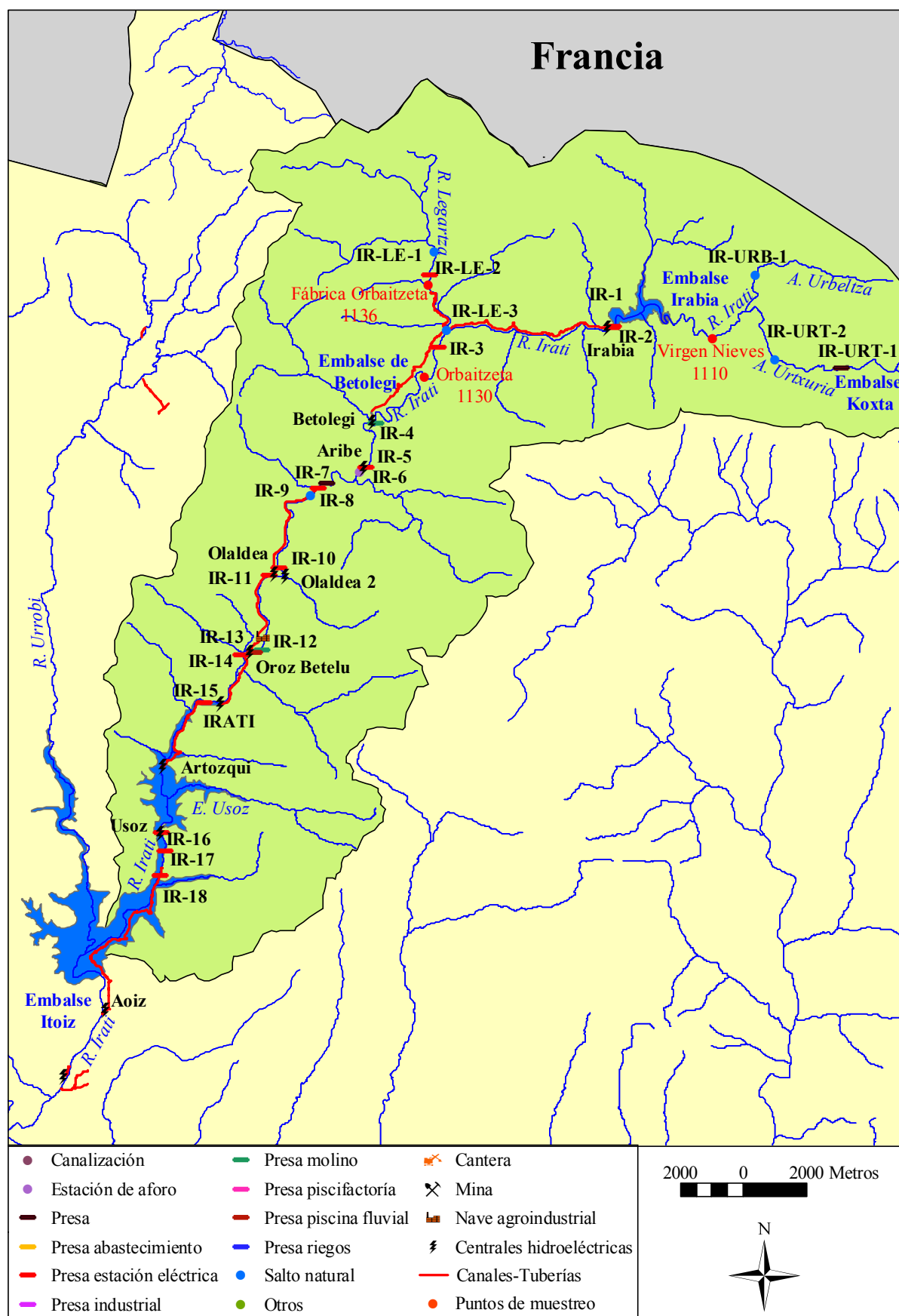


Figura 5.3.1.4. Alteraciones existentes en la cuenca del río Irati.

### Cuenca del río Urrobi

En el río Urrobi existen diferencias en la distribución de los usos del suelo entre los distintos tramos estudiados (Tabla 5.3.1.9). En el tramo situado en el río Arrañosín (1220), prevalecen las zonas de carácter forestal (77%), aunque existe una elevada proporción de praderas (22%). En el tramo representado por la localidad de Espinal (1250), el 82% de la superficie son zonas de bosque. Sin embargo, en el tramo de Uriz (1260), la superficie ocupada por los bosques es menor del 51%, mientras que las tierras de carácter agrícola ocupan un elevado porcentaje de la superficie (30%), existiendo en proporción similar zonas de cultivos herbáceos y de praderas.

**Tabla 5.3.1.9.** Usos del suelo en las localidades de Arrañosín en Burguete (1220) y de Urrobi en Espinal (1250) y Uriz (1260).

Clasificación	Burguete (1220)	Espinal (1250)	Uriz (1260)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.15%	0.00%	0.74%
2. Territorios agrícolas			
2.1. Tierras labradas	0.00%	0.59%	14.49%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%
2.3. Praderas	22.15%	9.82%	15.67%
3. Zonas forestales			
3.1. Bosques	64.45%	82.33%	51.12%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	13.25%	7.26%	17.98%
3.3. Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%

En cuanto a las posibles alteraciones de origen antrópico en la cuenca, cabe destacar que ésta se encuentra totalmente inalterada, ya que no se encuentran minas, canteras o naves de carácter agroindustrial (Tabla 5.3.1.10).

**Tabla 5.3.1.10.** Alteraciones de la cuenca del Urrobi.

	Urrobi	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	11550.7	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.000	1.030

En relación a las alteraciones en el hábitat fluvial existentes en la cuenca (Figura 5.3.1.5) hay que destacar la presa de la piscifactoría de Ventas de Arrieta (URRO-5) que resulta infranqueable para el remonte de los peces al carecer de paso para peces.

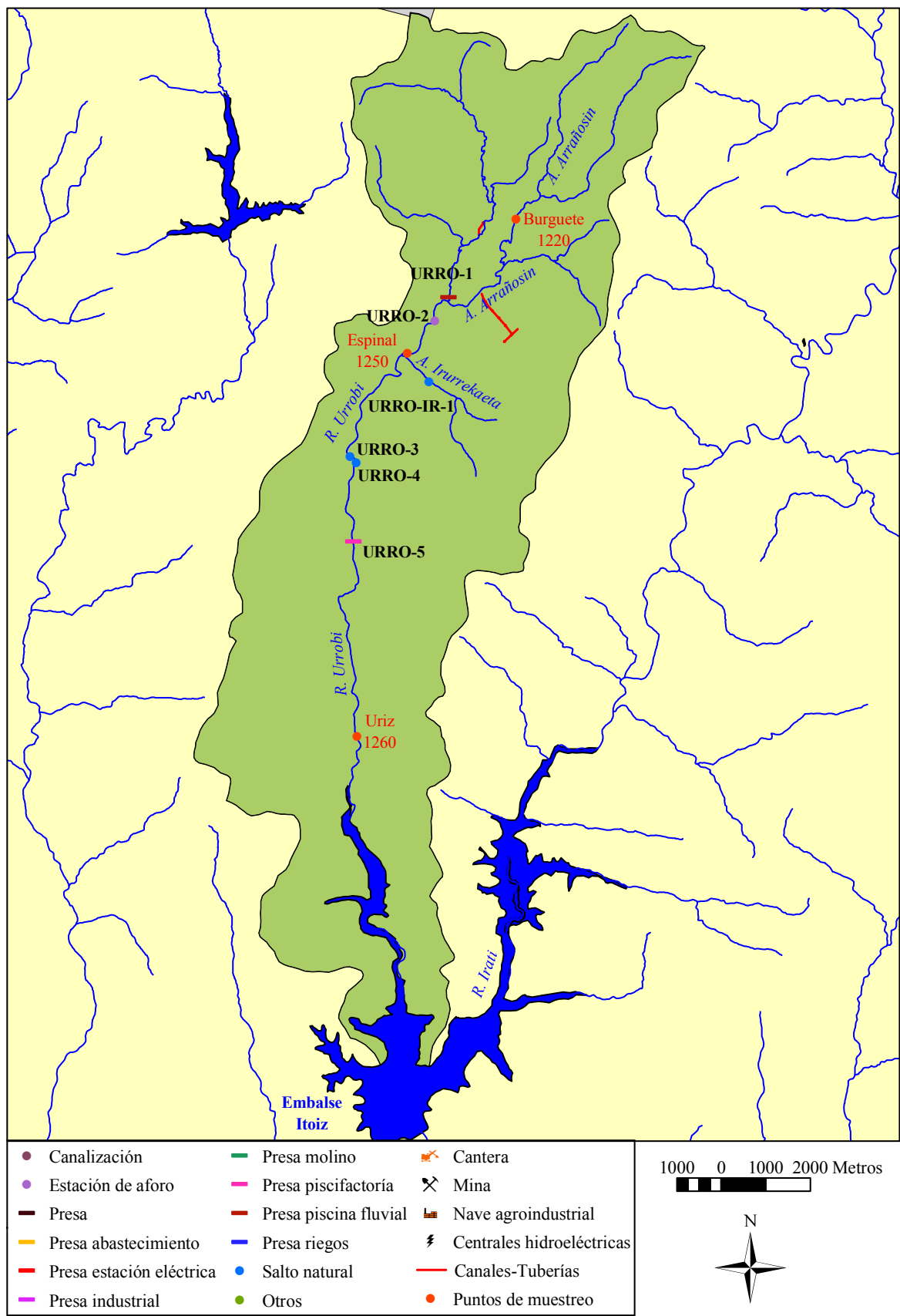


Figura 5.3.1.5. Alteraciones existentes en la cuenca del río Urrobi.



### Cuenca del río Erro

En los tres tramos analizados del río Erro predominan las zonas forestales (Tabla 5.3.1.11). La distribución de usos es muy similar en los tramos representados por las localidades de Sorogain (1310) y Erro (1330), aunque en esta última existe una mayor proporción de zonas agrícolas (6.8 y 13.4%). En el tramo de Zunzarren, aunque siguen predominando las superficies boscosas (51%), la proporción es mucho menor en comparación con los otros tramos estudiados en la cuenca. Así, existe en el tramo un porcentaje de zonas de cultivo muy elevado (24.3%).

**Tabla 5.3.1.11.** Usos del suelo en las localidades de Sorogain en Sorogain (1310) y de Erro en Erro (1330) y en Zunzarren (1340).

Clasificación	Sorogain (1310)	Erro (1330)	Zunzarren (1340)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.00%	0.87%	1.77%
2. Territorios agrícolas			
2.1. Tierras labradas	0.00%	3.26%	24.32%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%
2.3. Praderas	6.84%	10.13%	0.85%
3. Zonas forestales			
3.1. Bosques	66.17%	65.19%	51.17%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	26.99%	20.56%	21.90%
3.3. Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%

En referencia a las posibles alteraciones de origen antrópico en la cuenca, cabe destacar que tanto la cuenca del Erro como la subcuenca del Sorogain se encuentran prácticamente inalteradas, ya que no se encuentran minas o canteras y únicamente existe una nave de carácter agroindustrial en toda la cuenca del Erro (Tabla 5.3.1.12).

**Tabla 5.3.1.12.** Alteraciones a nivel de las cuencas del Erro y Sorogain.

	Erro	Sorogain	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	20892.1	3305.5	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.000	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.048	0.000	1.030

Existen pocas alteraciones en el hábitat fluvial de importancia en la cuenca (Figura 5.3.1.6). En el tramo que se extiende desde Zunzarren hasta la confluencia con el río Irati se encuentra la estación hidroeléctrica de Urroz-Villa con su correspondiente presa (ER-2), cuyo paso para peces no es eficaz para las truchas, al estar la escala cubierta de vegetación. Además tiene un canal de derivación de 1.1 kilómetros. También aparece la presa de Liberri (ER-3) que puede ofrecer grandes dificultades para ser franqueada por los peces al carecer de escalas.

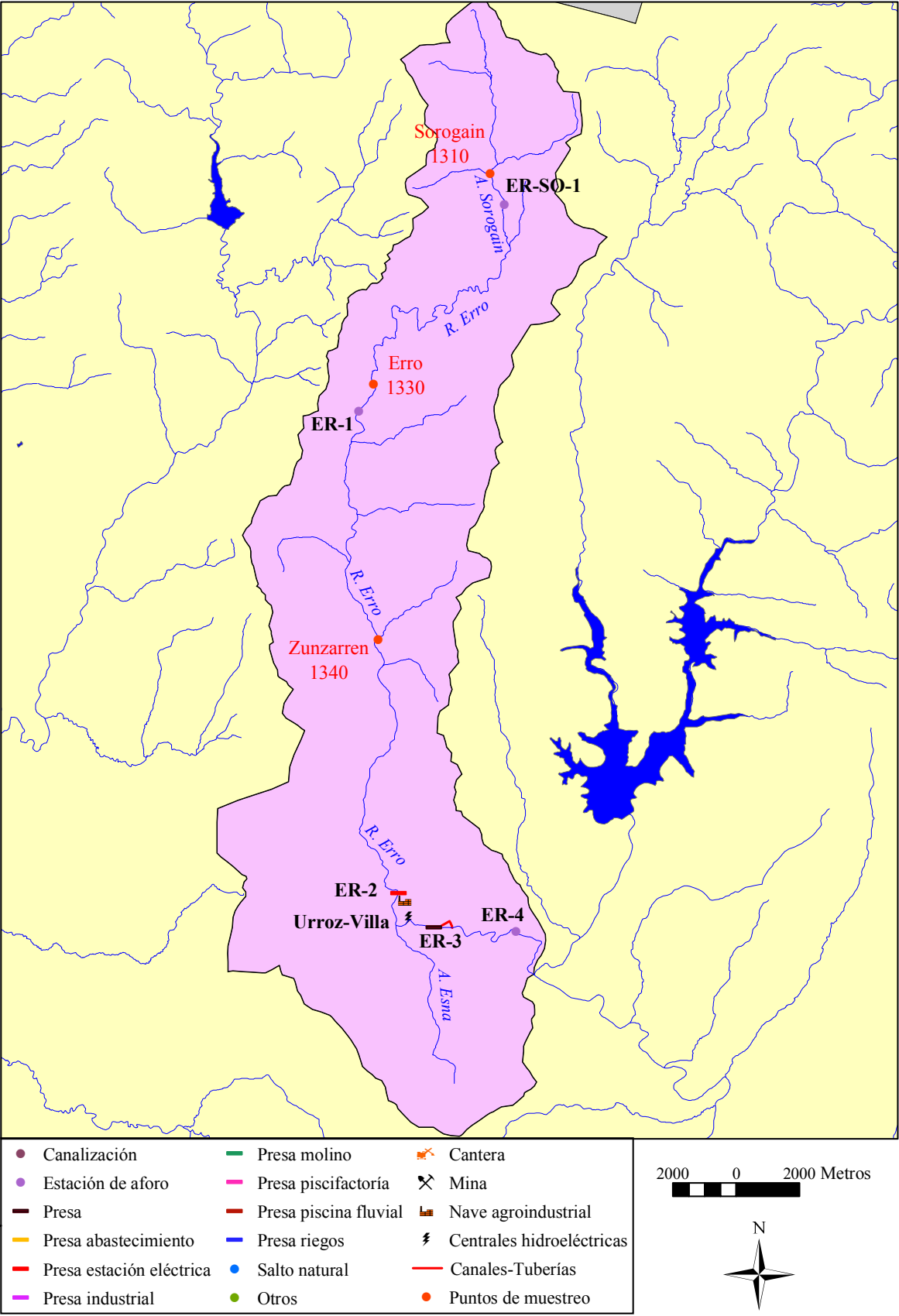


Figura 5.3.1.6. Alteraciones existentes en la cuenca del río Erro.

### Cuenca del río Arga

Con relación a los usos del suelo a escala local (Tabla 5.3.1.13), Se han observado notables diferencias en los usos del suelo entre los tramos de la parte de alta y baja de la cuenca. En el tramo superior, representado por la localidad de Quinto Real (1420), predominan las zonas forestales de carácter boscoso (87%). Sin embargo, a medida que el río desciende, las masas de bosques van siendo sustituidas gradualmente por masas forestales de carácter arbustivo y herbáceo, como se puede observar en la distribución de usos en el tramo de Urtasun (1440). En el tramo final de la zona de estudio representado por la localidad de Idoi (1460), el porcentaje de zonas de bosques se reduce a un 36% y adquieren una elevada representación los usos de carácter antrópico. Así, el 37% de la superficie corresponde a terrenos agrícolas, praderas y tierras de cultivo, y el 7.3% a zonas urbanas.

**Tabla 5.3.1.13.** Usos del suelo en las localidades situadas en el río Arga.

Clasificación	Quinto Real (1420)	Urtasun (1440)	Idoi (1460)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	4.50%	3.52%	7.35%
2. Territorios agrícolas			
2.1. Tierras labradas	0.00%	0.00%	16.52%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%
2.3. Praderas	0.46%	7.31%	21.19%
3. Zonas forestales			
3.1. Bosques	87.21%	63.71%	36.31%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	7.82%	25.25%	18.63%
3.3. Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	0.21%	0.00%

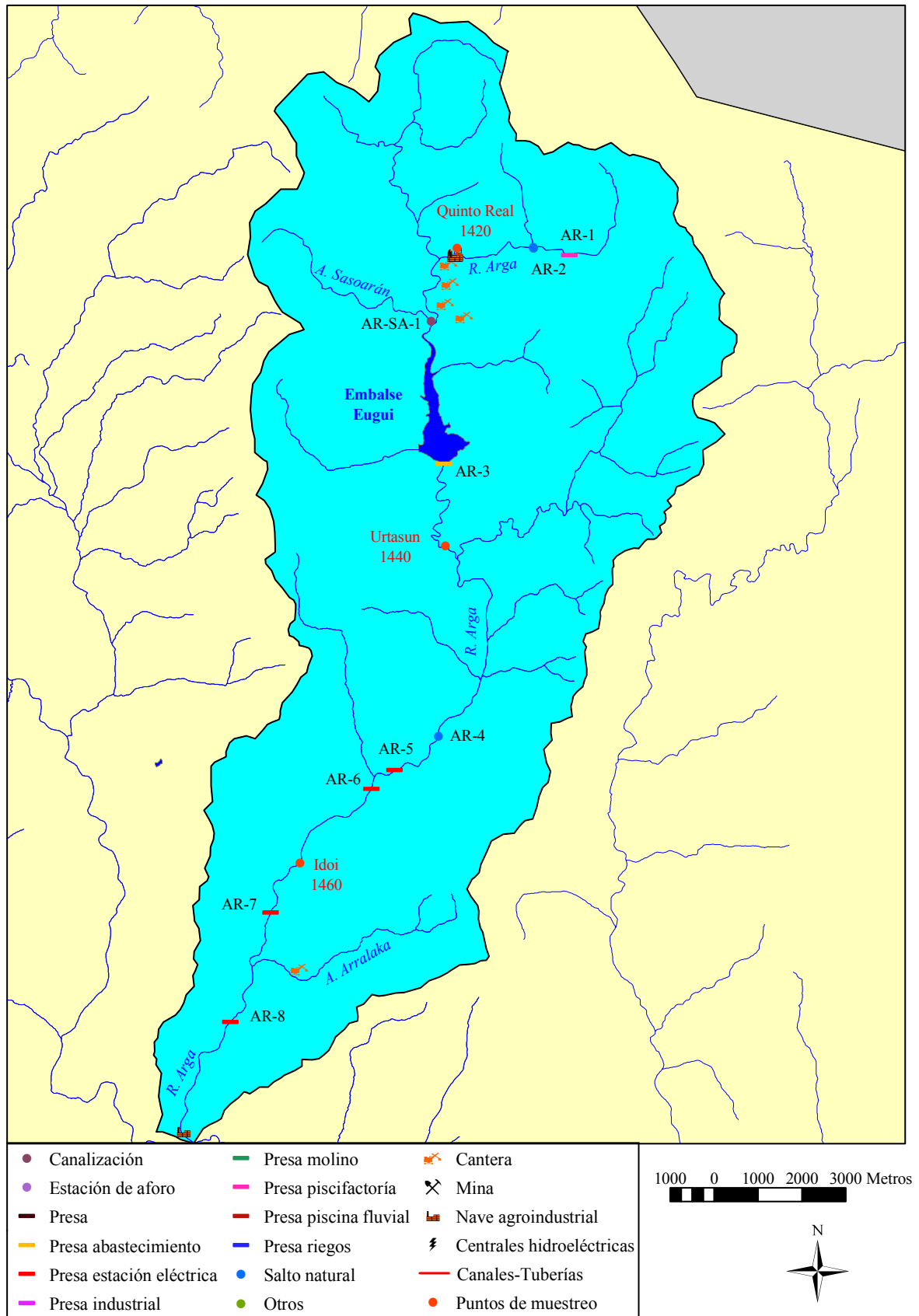
La cuenca del Arga se encuentra muy alterada por impactos de origen antrópico. En primer lugar, destaca la presencia del embalse de Eugi, que al ser uno de los principales embalses de abastecimiento de agua de Pamplona, supone la detracción de una gran parte del caudal del río, especialmente durante los periodos de estiaje. Las riberas del río están muy alteradas por depósitos de residuos sólidos industriales. Las localidades de Quinto Real e Idoi muestran una mayor alteración que la localidad de Urtasun, donde la vegetación de ribera está mejor conservada.

Además, en la cuenca existe un número de canteras muy superior al promedio de las cuencas estudiadas (Tabla 5.3.1.14). Destaca sobre todo la presencia de una cantera de más de 50 ha en las cercanías de la localidad de Quinto Real. En el afluente Arralada, que confluye con el Arga tres kilómetros aguas abajo la localidad de Idoi, existen dos canteras de menos de una hectárea. Finalmente, hay una zona industrial adyacente a la localidad de Zubiri (Magnesitas de Navarra) y en la localidad de Huarte existe una zona de regadíos que detrae directamente agua del río.

**Tabla 5.3.1.14.** Alteraciones de la cuenca del Arga.

	<b>Arga</b>	<b>Promedio cuencas del presente estudio</b>
Área cuenca (ha)	17820.8	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.281	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.449	1.030

A continuación se realiza una breve descripción de las alteraciones del hábitat fluvial desde la cabecera de la cuenca hasta la localidad de Huarte (Figura 5.3.1.7). En el tramo del río Arga entre la cabecera y el embalse de Eugi es una zona bien conservada. Sin embargo, en el tramo comprendido entre el embalse de Eugi y Huarte se encuentran las estaciones hidroeléctricas de Eugi, Urtasun, Urdániz, Zuriain, San Andrés, y Esparza, con sus respectivas presas, de las cuales las de San Andrés (AR-8) y Zuriain (AR-7) además de estar en desuso resultan infranqueables para los peces. Dichas centrales no derivan agua, o lo hacen durante un tramo de río menor de 400 metros. También se encuentran las presas del embalse de Eugi (AR-3) y de la Fábrica de Harinas (AR-6), que son infranqueables para los peces. Además, existen tres presas que resultan difícilmente franqueables, Zocorena (AR-9), Tonoda I y II (AR-10 y 11), cuya finalidad es abastecer de agua para riego de las zonas de regadío antes comentadas y que van acompañadas de conducciones para riegos.



**Figura 5.3.1.7.** Alteraciones existentes en la cuenca del río Arga

### Cuenca del río Ultzama

El río Ultzama presenta una elevada influencia antrópica con un predominio de las zonas de carácter agrícola, especialmente en la localidad de Iraizotz (1620) donde los terrenos agrícolas representan el 74.5% de la superficie (Tabla 5.3.1.15). Estas zonas de carácter agrícola son principalmente de praderas y las tierras de cultivo no superan el 10%. En la localidad de Olave se registra el menor porcentaje de tierras agrícolas (49%), existiendo una mayor proporción de zonas de matorral y pastizal. En la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano predominan también las zonas agrícolas (56%) representadas en su mayoría por zonas de praderas. El resto de la superficie consiste en su mayor parte en formaciones de frondosas caducifolias (34.6%).

**Tabla 5.3.1.15.** Usos del suelo en las localidades de Ultzama en Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630) y de Mediano en Olagüe (1520).

Clasificación	Olagüe (1520)	Iraizotz (1620)	Latasa (1625)	Olave (1630)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	3.23%	2.00%	1.46%	4.26%
2. Territorios agrícolas				
2.1. Tierras labradas	4.46%	9.75%	0.28%	9.52%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
2.3 Praderas	51.42%	64.89%	53.69%	39.32%
3. Zonas forestales				
3.1. Bosques	36.93%	21.86%	42.91%	31.51%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	3.97%	1.50%	1.65%	15.38%
3.3 Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%

En referencia a las posibles alteraciones de origen antrópico al nivel de cuenca, las afecciones más importantes en este río son las provocadas por el deterioro de la calidad del agua como consecuencia de la contaminación orgánica procedente de la importante cabaña ganadera que soporta el valle. Dicha contaminación está provocada por prácticas o modos incorrectos de aplicación de purines en los prados, así como el vertido directo incontrolado de los mismos. A este deterioro de la calidad del agua contribuyen también los vertidos urbanos, si bien se haya en funcionamiento el tratamiento primario de la depuradora del valle y está en marcha la construcción del tratamiento biológico. Destacan también importantes problemas de erosión de orillas, sobre todo en el tramo medio del río, lo que hace que la vegetación de ribera se encuentre en un proceso de alteración importante, aunque por el momento el estado de conservación se pueda considerar aceptable. También hay que resaltar una ligera concentración de naves agroindustriales en la parte baja del río, cerca de la confluencia con el Arga, así como la existencia de un par de canteras de poco más de una hectárea en la cabecera del afluente Zazpiturrieta, en la parte alta de la cuenca (Tabla 5.3.1.16).

En la cuenca del Mediano, destaca la reducción en anchura de la vegetación de ribera por la invasión de los prados, vertidos puntuales de origen urbano y zonas aisladas de erosión en las orillas. Así, a lo largo del recorrido del río existen zonas de extrema degradación y otras en buen estado de conservación. El grado de cobertura de la vegetación de ribera es normalmente el principal problema en cuanto a conservación del cauce. También existe una amplia zona de más de 80 ha de cultivos de regadío en la localidad de Lantz, que supone una importante detracción de agua del cauce. Además, en la localidad de Etulain existe una pequeña cantera (Tabla 5.3.1.16).

**Tabla 5.3.1.16.** Alteraciones de la cuenca del Ultzama y del Mediano.

	<b>Ultzama</b>	<b>Mediano</b>	<b>Promedio cuencas del presente estudio</b>
Área cuenca (ha)	18615.5	7825.2	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.161	0.128	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	1.074	0.000	1.030

A continuación se realiza una breve descripción de las alteraciones del hábitat fluvial en el río Ultzama desde la cabecera de la cuenca hasta la confluencia con el río Arga (Figura 5.3.1.8). Existen 17 presas en la cuenca, once de las cuales se encuentran en el río principal. En el tramo comprendido entre el nacimiento del río y la localidad de Iraizotz se encuentran la presa de la central de Ultzama (UL-1), cuyo canal de derivación tiene una longitud de casi 2 km, y la presa del Molino de Arraitz (UL-4), ambas en desuso e infranqueables para los peces al carecer de pasos. En el tramo comprendido entre la localidad de Iraizotz y la de Latasa se localizan tres presas, una de ellas infranqueable en aguas bajas, la de Casa Bombas-Golf Ultzama (UL-9), que bombea agua para el campo de golf existente en la localidad de Latasa. En el tramo comprendido entre la localidad de Latasa y la de Olave se encuentran dos presas, la de la central de Ripa (UL-12), en desuso y difícilmente franqueable y la de Ciáuriz (UL-13), clausurada en 1959 e infranqueable para los peces, que deriva agua con un canal de 700 metros de longitud. Finalmente, En el tramo comprendido entre la localidad de Olave y la confluencia con el río Arga existen cuatro presas, de las cuales la de la estación eléctrica de Sorauen (UL-15) está en desuso y resulta infranqueable para los peces, derivando agua para la estación con un canal de 1 km de longitud.

En la subcuenca del río Mediano (Figura 5.3.1.8), cabe destacar la existencia de cinco presas en el cauce principal, de las cuales únicamente la presa de la piscifactoría de Burutain (ME-7) resulta infranqueable para el remonte de los peces al no poseer ningún paso. En el afluente Iluntsain se encuentra la central de Aritzu-Anu con su correspondiente presa (ME-AU-1) que es infranqueable y deja el cauce del río seco a partir de este punto.

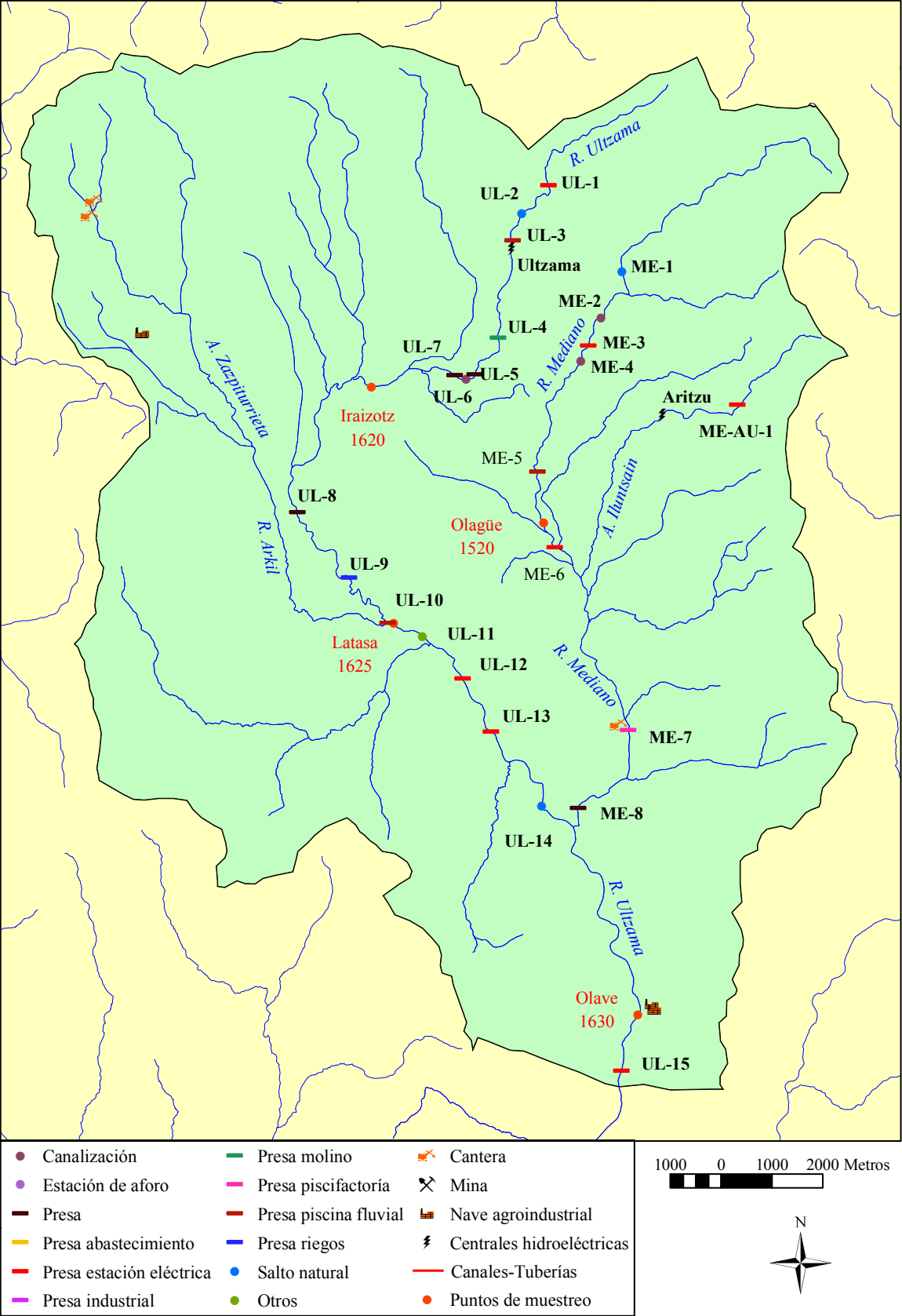


Figura 5.3.1.8. Alteraciones existentes en la cuenca del río Ultzama.



### Cuenca del río Arakil

En el tramo estudiado en la regata Lizarrusti (1760) predominan las zonas forestales, especialmente las masas de carácter boscoso (91%). El resto son superficies agrícolas que se corresponde con zonas de praderas (Tabla 5.3.1.17).

**Tabla 5.3.1.17.** Usos del suelo en la localidad de Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760).

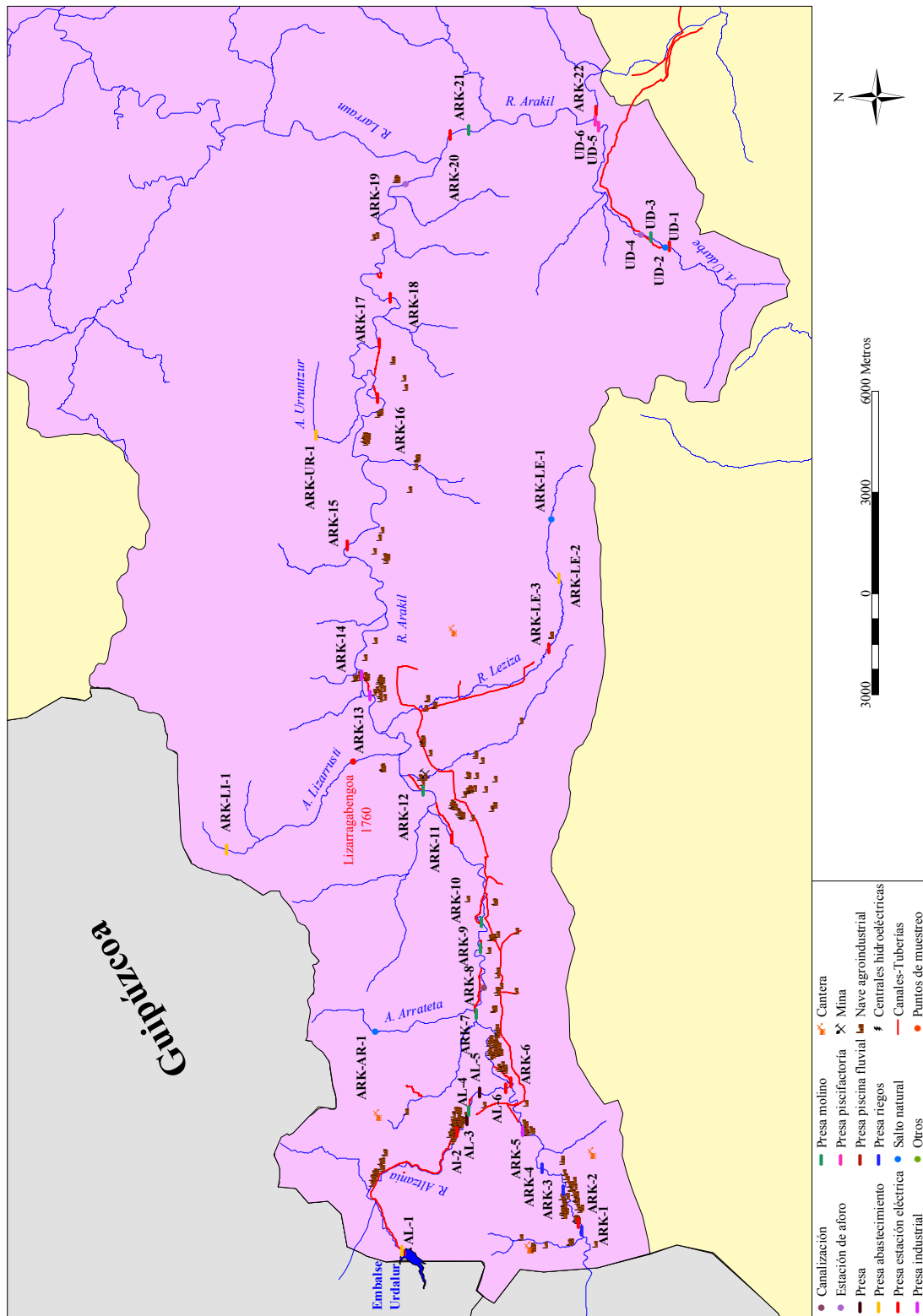
Clasificación	Lizarrusti (1760)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.00%
2. Territorios agrícolas	
2.1. Tierras labradas	0.00%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%
2.3. Praderas	9.13%
3. Zonas forestales	
3.1. Bosques	83.42%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	7.45%
3.3. Roquedos	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%

El río Arakil se encuentra profundamente alterado, especialmente en su primer tramo hasta la confluencia con el río Larraun, debido a que atraviesa varios núcleos urbanos de importancia. El promedio de canteras, minas y naves agroindustriales presentes en la cuenca es muy superior al resto de las cuencas estudiadas (Tabla 5.3.1.18). Esta importante presencia de naves agroindustriales se produce a lo largo de todo el cauce, pero sobre todo en las localidades de Alsasua, Ziordia, Olazti y Etxarri-Aranatz. La vegetación de ribera presenta una fuerte degradación, existiendo las mayores deficiencias en los grados de cobertura y conexión con los ecosistemas adyacentes. Además, las orillas se encuentran con frecuencia dragadas y el riesgo de inundaciones es relativamente alto. También es frecuente que las choperas de repoblación lleguen hasta la orilla, sustituyendo a la vegetación de ribera original.

**Tabla 5.3.1.18.** Alteraciones de la cuenca del Arakil.

	Arakil	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	32037.7	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.156	0.079
Minas/ 1000 ha	0.031	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	8.552	1.030

En el tramo estudiado entre el nacimiento del río y la confluencia con el río Arga aparecen varias tomas de agua para riegos en el cauce principal, un canal de abastecimiento de agua para la ciudad de Pamplona y siete depuradoras de aguas residuales urbanas. A lo largo del cauce principal y los afluentes existe un total de treinta y tres presas, de las cuales diecisiete resultan infranqueables para los peces. En la regata Lizarrusti se encuentra la presa de la central de Lizarrusti (ARK-LI-1) en la cabecera del río y que resulta infranqueable al carecer de paso para peces. En la cabecera existen también dos tomas para abastecimiento de agua (Figura 5.3.1.9).



**Figura 5.3.1.9.** Alteraciones existentes en la cuenca del río Arakil.

### Cuenca del río Larraun

En las localidades del río Larraun predominan las zonas de carácter forestal, aunque se presenta un alto porcentaje de praderas y de zonas urbanas (Tabla 5.3.1.19). La localidad de Mugiro (1820) se encuentra ligeramente más alterada que la de Latasa (1830), aunque en general ambas localidades presentan distribuciones similares. En la cuenca del río Basaburua, los dos tramos estudiados presentan distribuciones de usos del suelo similares, con un claro predominio de las formaciones boscosas. La mayor diferencia entre ellos consiste en que en el tramo estudiado en el río Basaburua existe una mayor proporción de zonas de praderas (20.5%) que en el arroyo Orokieta (9.3%).

**Tabla 5.3.1.19.** Usos del suelo en las localidades situadas en los ríos Larraun, Basaburua y en el arroyo Orokieta.

Clasificación	Mugiro (1820)	Latasa (1830)	Udabe (1930)	Orokieta (1940)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	14.23%	12.58%	0.88%	0.55%
2. Territorios agrícolas				
2.1. Tierras labradas	0.00%	0.67%	0.00%	1.42%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
2.3 Praderas	28.90%	21.12%	20.48%	9.25%
3. Zonas forestales				
3.1. Bosques	47.57%	55.73%	73.39%	85.67%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	9.29%	6.17%	5.24%	3.12%
3.3 Roquedos	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	3.72%	0.00%	0.00%

En el río Larraun se observa una gran heterogeneidad entre distintos tramos respecto a la calidad de la vegetación de ribera, coexistiendo los que presentan una situación aceptable con otros en los que el estado es muy deficiente, destacando en todos los tramos una deficiente cobertura de vegetación de ribera, así como una falta de conexión con los ecosistemas adyacentes. La franja de vegetación de ribera del río es muy estrecha debido a actuaciones de mantenimiento de praderas o encauzamiento fluvial y a la construcción de infraestructuras. Existen algunos tramos que resultaron más afectados por obras hidráulicas, especialmente los de la autovía A-15. La cuenca tiene un grado de alteración medio en cuanto a la proporción de naves agroindustriales presentes. Hay que reseñar la presencia de tres pequeñas canteras cercanas a los arroyos Zaldoa y Artza (Tabla 5.3.1.20).

En el río Basaburua las riberas mantienen una alta diversidad vegetal, pero son muy estrechas y sus orillas presentan cierta inestabilidad. Se observa la existencia de puntos en los que el estado de las riberas es deficiente, principalmente en el grado de cobertura y en la falta de conexión con los ecosistemas adyacentes. A ello se suma la contaminación ganadera directa por acceso del ganado al cauce e indirecta por

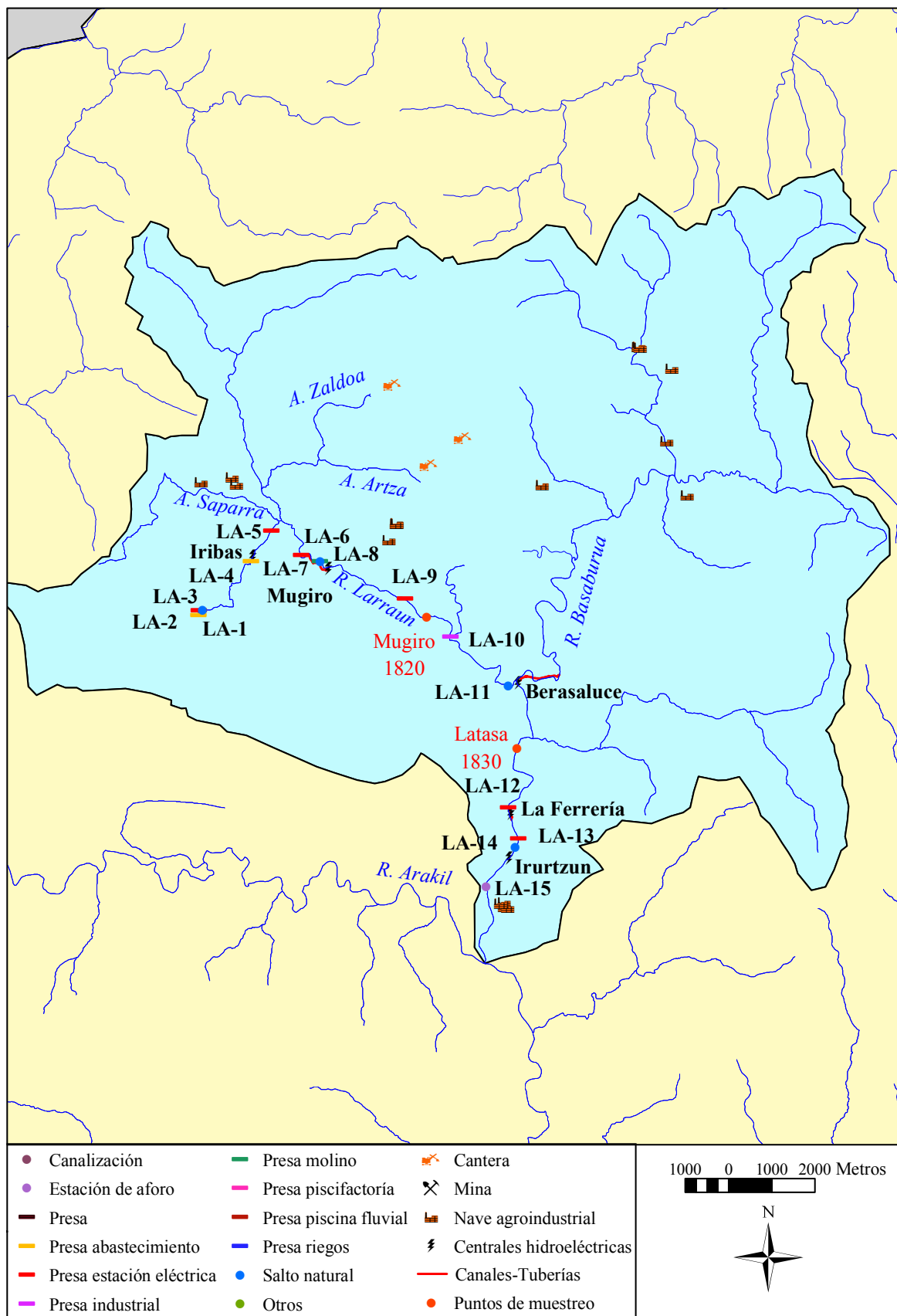
contaminación difusa. Por otro lado, la cuenca tiene un grado de alteración medio en cuanto a la proporción de naves agroindustriales presentes (Tabla 5.3.1.20).

**Tabla 5.3.1.20.** Alteraciones de las cuencas del Larraun y del Basaburua.

	<b>Larraun</b>	<b>Basaburua</b>	<b>Promedio cuencas del presente estudio</b>
Área cuenca (ha)	23668.6	7722.2	16143.1
Canteras/ 1000 ha	0.127	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	0.761	0.906	1.030

En la cuenca del río Larraun existen 17 presas, cuatro de las cuales resultan infranqueables para los peces. Trece de estas presas están localizadas en el río Larraun (Figura 5.3.1.10). En el tramo comprendido entre el nacimiento del río y la localidad de Mugiro se encuentran en el cauce principal diversas infraestructuras. En el nacimiento del río, existe una presa con toma de agua para abastecimiento (LA-1) que deja seco el cauce. También se encuentra la presa de la central de Iribas (LA-3) que deriva agua mediante un canal de 2 km de longitud. En la localidad de Iribas existe otra presa para abastecimiento, que sirve también de estación de aforo (LA-4), de escasa dificultad para el paso de los peces. Sin embargo, la presa del molino de Alli o Electra de San Miguel (LA-5) resulta infranqueable. En el tramo comprendido entre la localidad de Latasa y la confluencia con el río Arakil existe una zona de 50 ha de regadío que produce detracciones de agua del cauce.

En la subcuenca del río Basaburua el número de infraestructuras presentes en el sistema fluvial es menor (Figura 5.3.1.11). En el tramo comprendido entre el nacimiento del río y la localidad de Udabe en el cauce principal aparece una presa utilizada para tomar agua para riego (BA-1) y siete depuradoras de aguas residuales urbanas. El río Artius, afluente directo del Basaburua, se encuentra bastante alterado, presentando cuatro presas, de las cuales dos resultan infranqueables, la del molino de Igoa y Arrarats (BA-AR-2) y la de la central de Aizarotz (BA-AR-3). Existen además tres depuradoras en este río. En el río Orokieta se encuentra la presa de la Ferrería (BA-OR-2), en desuso y semiderruida que no ofrece dificultades para el paso de los peces. En el tramo comprendido entre la localidad de Udabe y la confluencia con el Larraun se encuentra la central eléctrica de Berasaluce con su presa (BA-3), localizada un kilómetro aguas arriba de la central y que carece de paso para peces, resultando así de máxima dificultad para el remonte de los peces.



**Figura 5.3.1.10.** Alteraciones existentes en la cuenca del río Larraun.

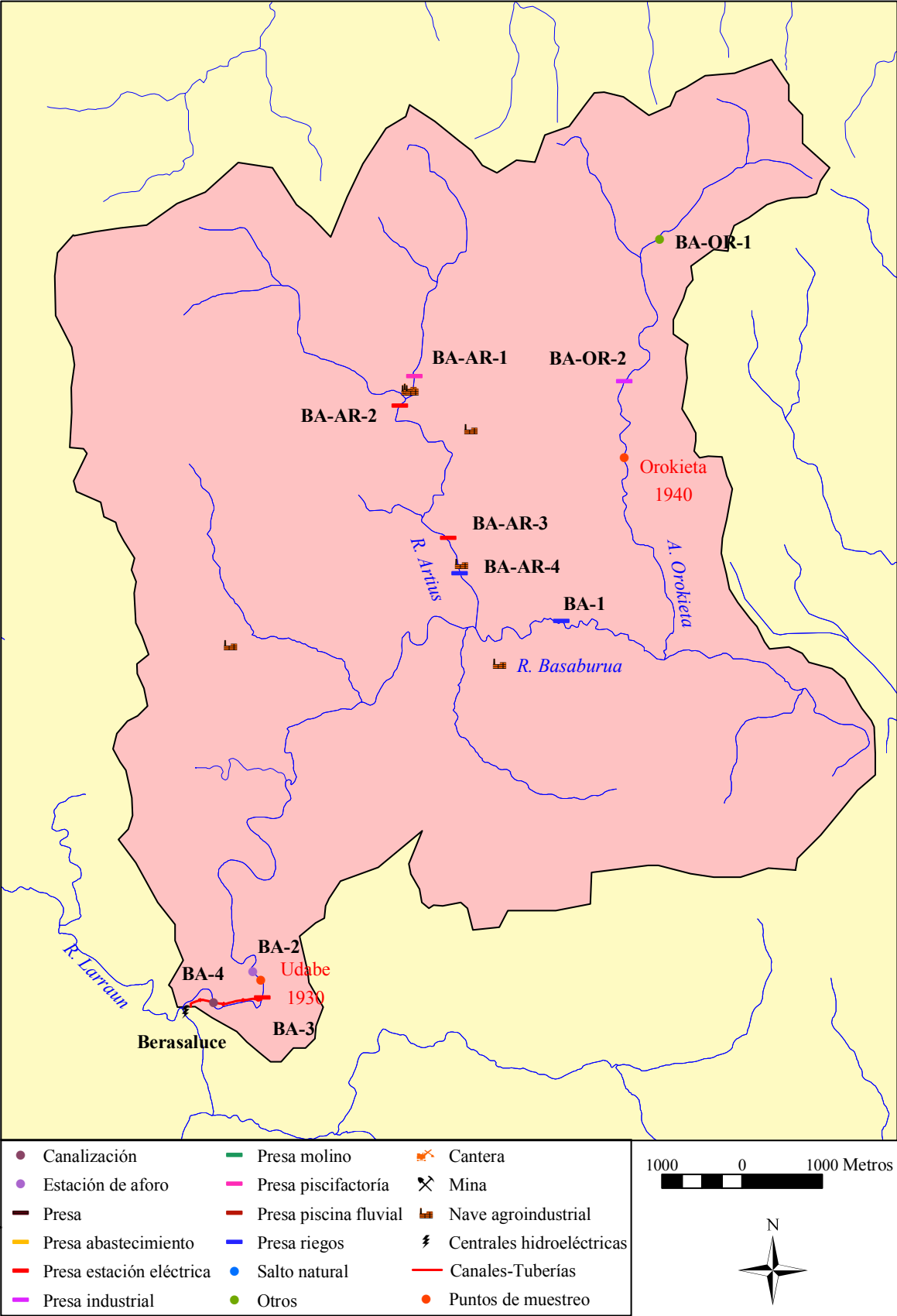


Figura 5.3.1.11. Alteraciones existentes en la cuenca del río Basaburua.

### Cuenca del río Ubagua

El tramo estudiado del río Ubagua presenta un carácter marcadamente forestal (81%), predominando las masas de boscosas (Tabla 5.3.1.21). Sin embargo, existe también un elevado porcentaje de cultivos herbáceos (13.3%) y de zonas urbanas (5.6%).

**Tabla 5.3.1.21.** Usos del suelo de la cuenca del Río Ubagua y de la localidad de Ubagua en Riezu (2065).

Clasificación	Riezu (2065)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	5.58%
2. Territorios agrícolas	
2.1. Tierras labradas	13.31%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%
2.3. Praderas	0.00%
3. Zonas forestales	
3.1. Bosques	62.01%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	19.10%
3.3. Roquedos	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%

La cuenca tiene un grado de alteración medio en cuanto a la proporción de naves agroindustriales presentes (Tabla 5.3.1.22).

**Tabla 5.3.1.22.** Alteraciones de la cuenca del Ubagua.

	Ubagua	Promedio cuencas del presente estudio
Área cuenca (ha)	8188.9	16143.1
Canteras/1000 ha	0.000	0.079
Minas/1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/1000 ha	1.099	1.030

Entre la cabecera de la cuenca hasta su confluencia con el río Salado se localiza la central de Riezu (UB-2), que se utiliza en la actualidad para el abastecimiento de agua de la Mancomunidad de Valdizarbe, y que resulta muy difícil para ser franqueada por los peces al carecer de pasos. Se encuentran también otras obras hidráulicas como son la presa del Molino de Riezu (UB-4), de máxima dificultad para ser superada por los peces, la presa de la piscifactoría de Riezu (UB-5) que es franqueable sólo por su parte derecha y en crecidas. Además, existe una toma de agua con tubería (UB-1) en el mismo nacimiento del río que deja seco el cauce en un tramo de 30 m (Figura 5.3.1.12). Hay que destacar también la presencia del embalse de Alloz aguas abajo del tramo estudiado.

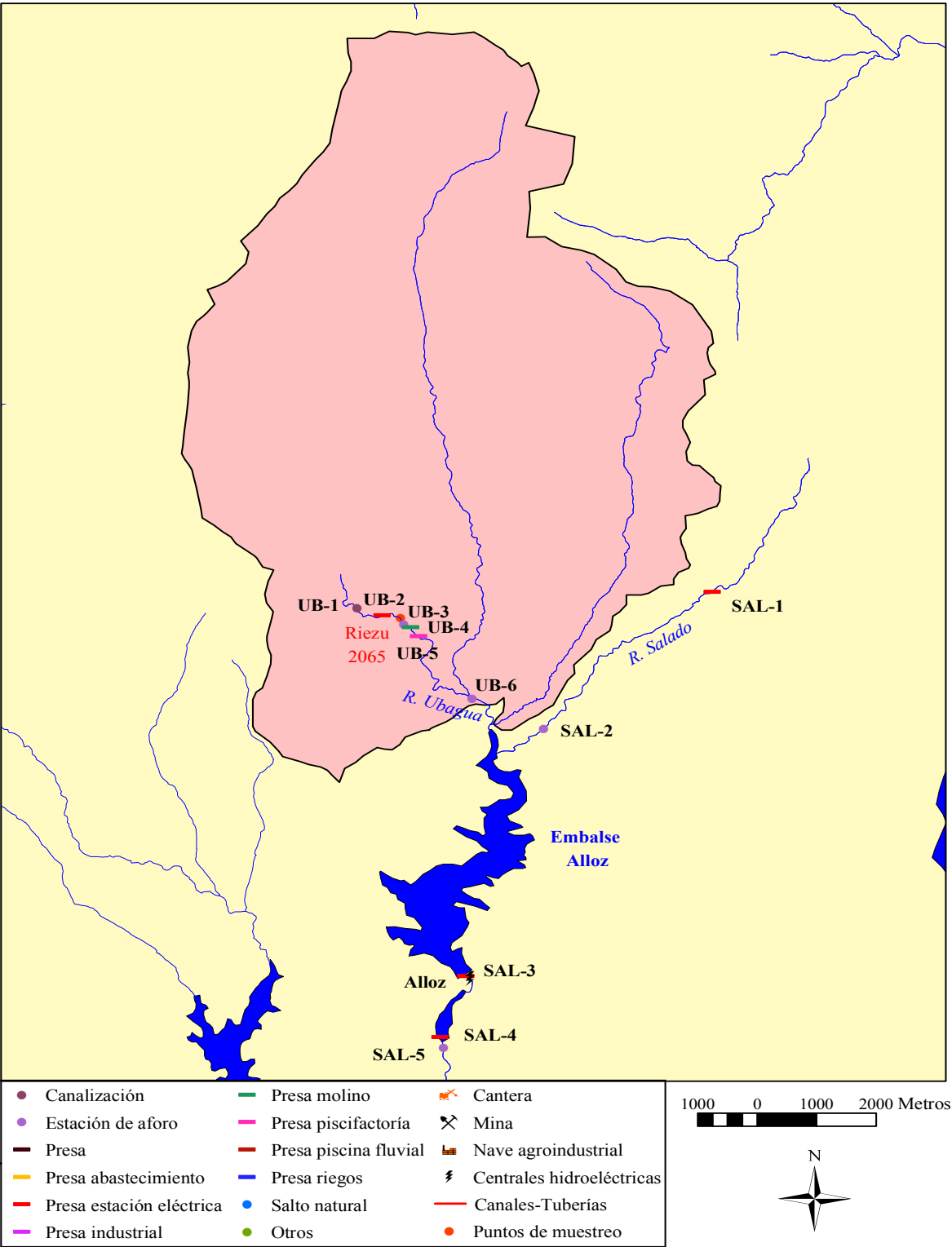


Figura 5.3.1.12. Alteraciones existentes en la cuenca del río Ubagua



### Cuenca del río Ega

Hay grandes diferencias en la distribución de los usos del suelo entre los dos tramos estudiados. En el tramo representado por la localidad de Zúñiga (2120) el uso predominante es el forestal (71.5%) constituido esencialmente por masas boscosas, a pesar de existir una elevada proporción de tierras de cultivo (26.4%) (Tabla 5.3.1.23). Sin embargo, en la localidad de Legaria (2130) predominan las tierras agrícolas (55.7%) que en su mayor parte corresponde a cultivos de regadío. Existe también una elevada proporción de zonas urbanas (7.8%) y las zonas forestales se reducen al 34.9% de la superficie.

**Tabla 5.3.1.23.** Usos del suelo en las localidades situadas en el Río Ega.

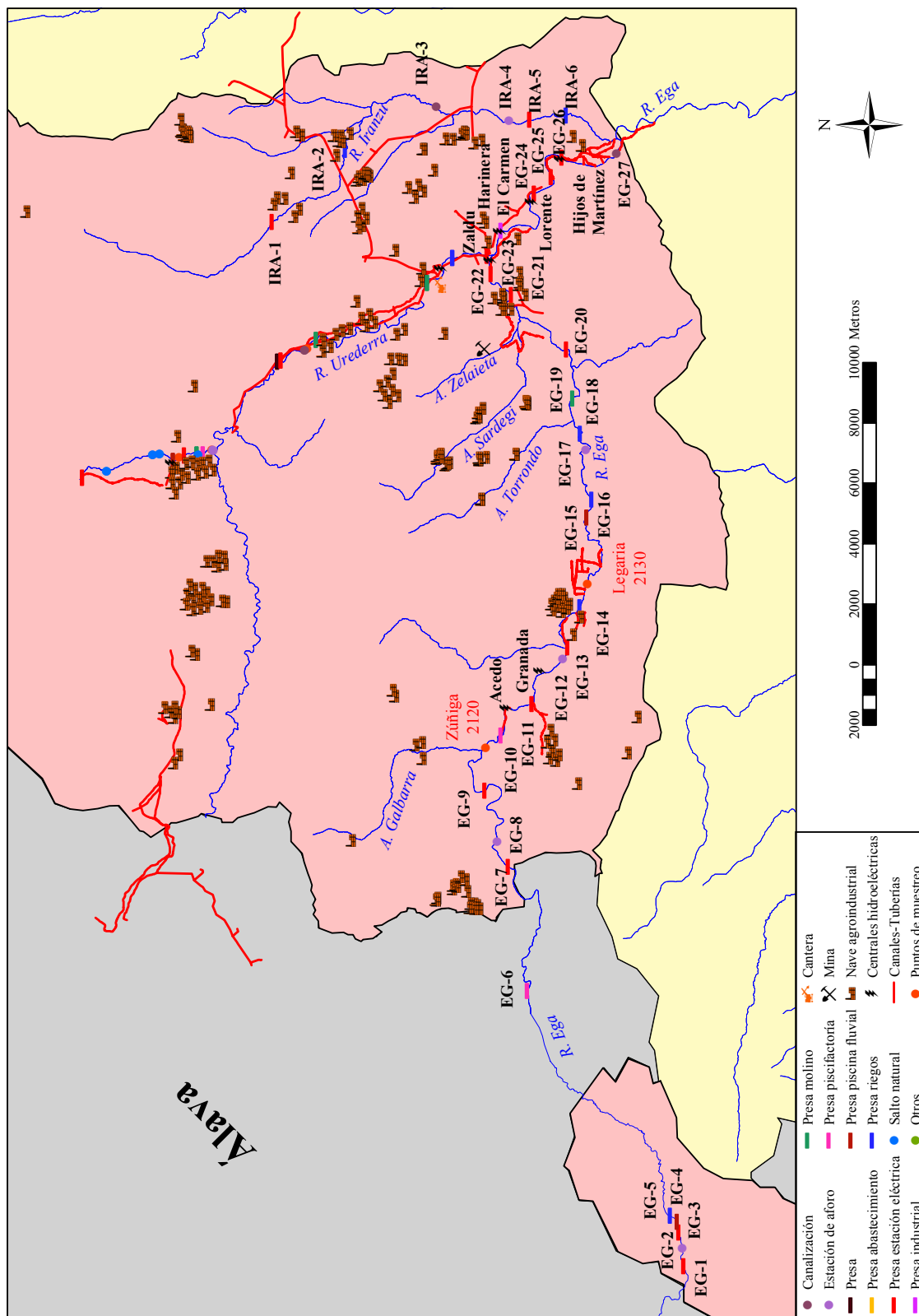
Clasificación	Zúñiga (2120)	Legaria (2130)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	1.42%	7.80%
2. Territorios agrícolas		
2.1. Tierras labradas	26.36%	54.62%
2.2. Cultivos permanentes	0.13%	0.05%
2.3. Praderas	0.58%	1.01%
3. Zonas forestales		
3.1. Bosques	68.36%	24.54%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	3.05%	10.36%
3.3. Roquedos	0.11%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	1.63%

Las principales afecciones detectadas aguas arriba de Estella se deben a detracciones de caudal por extracciones de aguas de pozos, sobre todo en las zonas de Marañón, Acedo y Zubielqui; al impedimento al remonte de los peces que representan algunas presas carentes de pasos o con pasos no funcionales; a problemas de inundaciones en la zona del puente de Galbarra, y al empobrecimiento de la vegetación de ribera por la invasión de las orillas por los prados y cultivos o las repoblaciones de choperas. En el tramo de río estudiado, la vegetación de ribera sufre importantes alteraciones, siendo el grado de cobertura el principal inconveniente, teniendo en cuenta que, además de la reducción de la potencia de las bandas arboladas, está afectado por una deficiente conectividad con los ecosistemas adyacentes, algo muy frecuente en el río Ega. Existen amplias extensiones de cultivos de regadío a lo largo del cauce, que suponen importantes detracciones del caudal del río. Además, hay una mina en la localidad de Zelaieta, cercana a la regata del mismo nombre, así como numerosas naves agroindustriales cercanas al cauce, especialmente en la localidad de Ancín, lo que provoca que el nivel de alteración en la cuenca sea muy superior al resto de cuencas estudiadas (Tabla 5.3.1.24).

**Tabla 5.3.1.24.** Alteraciones de la cuenca del Ega.

	<b>Ega</b>	<b>Promedio cuencas del presente estudio</b>
Área cuenca (ha)	22361.6	16143.1
Canteras/1000 ha	0.000	0.079
Minas/ 1000 ha	0.045	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	4.293	1.030

En lo referente a las alteraciones en el hábitat fluvial (Figura 5.3.1.13), en el cauce principal del río Ega existen 22 presas, de las que seis resultan infranqueables por los peces. En el tramo comprendido entre el nacimiento del río y la localidad de Zúñiga, se encuentran las presas del Molino de Marañón (EG-3), cuyo canal deriva todo el agua quedando el cauce seco durante unos metros y la presa de la central de Zúñiga (EG-7) que sólo resulta franqueable cuando el río lleva altos caudales. En la localidad de Santa Cruz del Campezo existe una piscifactoría con su correspondiente presa (EG-6), que aparte de derivar agua resulta ser de máxima dificultad al carecer de pasos, una toma de agua para abastecimiento urbano y una depuradora de aguas residuales. Es necesario reseñar que existen amplias extensiones de cultivos de regadío. En el tramo comprendido entre las localidades de Zúñiga y Legaria se encuentran cinco presas, de las cuales, cuatro están en desuso, y dos resultan además infranqueables por los peces, como son la presa de la piscifactoría de Acedo-Berrueza I-Presa Granada (EG-10), cuyo canal deriva agua hacia la central situada 700 metros aguas abajo, y la presa del Paso-Berrueza II (EG-11), con un canal de derivación de 1.2 kilómetros de longitud. La presa del Molino de Ancín (EG-14) sólo resulta franqueable en crecidas del río, derivando todo el caudal del río en verano. Existe también una depuradora de aguas residuales y cuatro tomas de agua para regar las amplias zonas de cultivos adyacentes. Finalmente, En el tramo comprendido entre la localidad de Legaria y la unión con el río Urederra existen ocho presas, varias de ellas derivan agua para riegos, de las cuales, tres están en desuso, pero ninguna ofrece problemas para las comunidades de peces salvo la perteneciente a la central de Zaldu (EG-22), que resulta muy difícil de franquear ya que el paso se encuentra en muy mal estado. Existen también cuatro depuradoras de aguas urbanas y una zona de 50 ha de regadío, que se traduce en detracciones de agua en el cauce.



**Figura 5.3.1.13.** Alteraciones existentes en la cuenca del río Ega.

### Cuenca del río Urederra

En relación a los usos del suelo a escala local (Tabla 5.3.1.25), existen marcadas diferencias entre los tramos estudiados. En el tramo de cabecera, representado por la localidad de Zudaire (2220), predominan las zonas de carácter forestal (77.2%), principalmente masas boscosas (62%). En la población de Zudaire, sin embargo, existe una elevada proporción de terrenos agrícolas (22.8%), tanto de praderas como de cultivos herbáceos. En el tramo de Artaza (2225), las zonas de carácter forestal representan el 92% de la superficie de influencia. Sin embargo, en el tramo representado por la localidad de Artavia (2230), aún predominando las zonas forestales (65.4%), el porcentaje de zonas de cultivos es muy superior al resto de tramos estudiados (30.6%). Existe un elevado porcentaje de superficie ocupada por vegetación de ribera (26.4%), aunque se trata en gran parte de plantaciones de choperas.

**Tabla 5.3.1.25.** Usos del suelo en las localidades situadas en el Río Urederra.

Clasificación	Zudaire (2220)	Artaza (2225)	Artavia (2230)
1. Superficies edificadas e infraestructuras	0.00%	0.74%	3.66%
2. Territorios agrícolas			
2.1. Tierras labradas	9.58%	2.55%	30.60%
2.2. Cultivos permanentes	0.00%	0.00%	0.13%
2.3 Praderas	13.24%	4.11%	0.20%
3. Zonas forestales			
3.1. Bosques	62.01%	89.42%	53.16%
3.2. Espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea	13.91%	3.18%	12.26%
3.3 Roquedos	1.27%	0.00%	0.00%
4. Superficies de agua	0.00%	0.00%	0.00%

Las principales alteraciones se deben a la ocupación de las riberas por choperas de plantación que ocasionando problemas de erosión de orillas, vertidos puntuales que deterioran la calidad de las aguas, la presión humana y la detracción de caudal en la cabecera del río, los obstáculos al paso de los peces que representan algunas de las presas existentes y problemas de inundaciones en las zonas de Artavia y Carrión (Tabla 5.3.1.26).

La vegetación de ribera, a pesar de tener una buena calidad en general, se encuentra ligeramente afectada en el último tramo comprendido entre la localidad de Artavia y la confluencia con el río Ega, dónde está degradada y presenta un deficiente grado de cobertura.

El promedio de naves de carácter agroindustrial existentes en la cuenca es muy superior a la media de las cuencas estudiadas, con una mayor concentración en la localidad de Zudaire. En la localidad de Artavia existe una cantera cercana al cauce de tamaño superior a una hectárea.

**Tabla 5.3.1.26.** Alteraciones de la cuenca del Urederra.

	<b>Urederra</b>	<b>Promedio cuencas del presente estudio</b>
Área cuenca (ha)	29019.7	16143.1
Canteras/1000 ha	0.069	0.079
Minas/ 1000 ha	0.000	0.003
Naves agroindustriales/ 1000 ha	2.619	1.030

Las alteraciones del hábitat fluvial más destacadas de la cuenca del Urederra son las siguientes (Figura 5.3.1.14): En el tramo comprendido entre el nacimiento del río y la localidad de Zudaire existe una presa para captación de agua en el mismo nacimiento (URE-1), consistente en una derivación por dos canales situados en ambos márgenes del río. El canal de la margen derecha va a la central de Zudaire y el de la margen izquierda está destinado al abastecimiento de varios pueblos. En Baquedano existe una depuradora de aguas. Existe también un tramo del río de un kilómetro de longitud de cascadas continuas que resultan infranqueables (URE-2). En el tramo comprendido entre las localidades de Zudaire y Artaza se encuentran tres presas pertenecientes a la piscifactoría (URE-9), al Molino viejo de Baríndano (URE-7) y al Molino de Zudaire (URE-6), que resulta difícilmente franqueable por los peces si no es en aguas altas. La piscifactoría vierte materia orgánica directamente al río al no funcionar adecuadamente las balsas de decantación. Existen dos depuradoras de aguas. En el tramo comprendido entre las localidades de Artaza y Artavia, existen dos presas, la de la central hidroeléctrica de San Fausto (URE-12), resulta franqueable mediante un paso, pero que deriva agua para la central situada 7 kilómetros aguas abajo. También existe una toma de agua para abastecimiento. En el tramo comprendido entre la localidad de Artavia y la confluencia con el Ega existen cuatro presas, de las que la Presa de Arregui o Casa de las Bombas (URE-16), que se utiliza para tomar agua para riego, resulta infranqueable para los peces. Las tres restantes, presas de Artavia (URE-14), de las Peñas de San Fausto (URE-15) y de La Cubana (URE-17), pueden ser franqueables por los peces, aunque sólo con aguas altas.

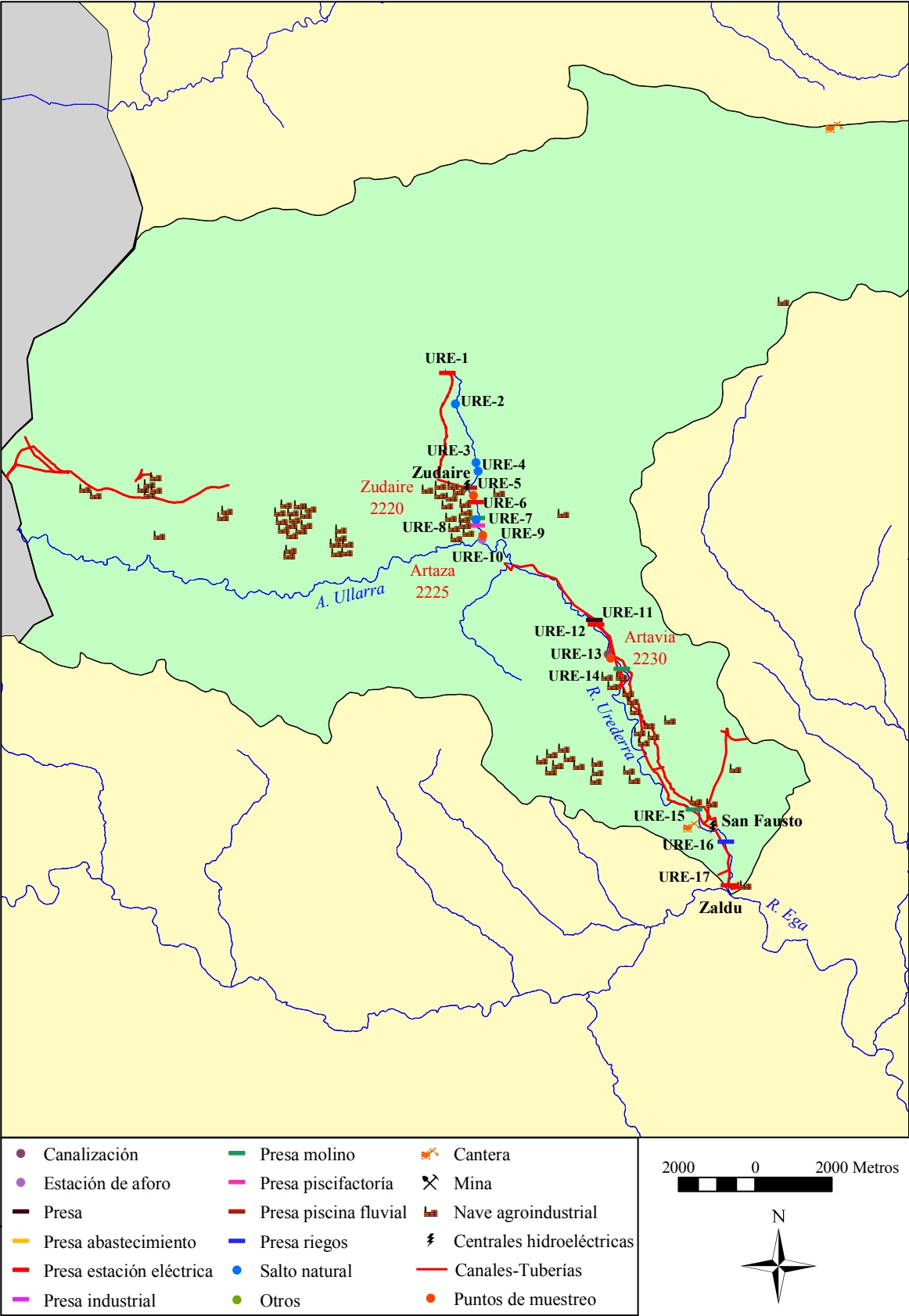


Figura 5.3.1.14. Alteraciones existentes en la cuenca del río Urederra.

### 5.3.2. Estima de la capacidad de carga

A continuación se exponen los resultados obtenidos del estudio de la capacidad de carga en las 37 localidades de los 22 ríos analizados.

#### Cuenca del río Eska

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las cinco localidades estudiadas de la cuenca del río Eska, comenzando por los arroyos de cabecera, para comentar seguidamente las localidades del río Eska según se descende en altitud.

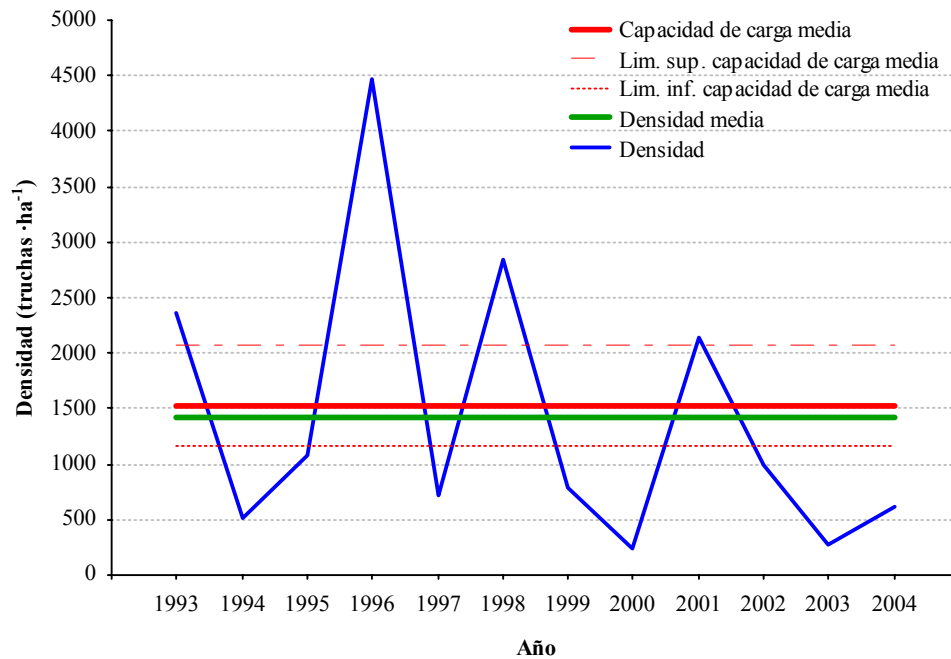
En la localidad Belagua se observa que la densidad media de todas las clases de edad y la total se encuentran dentro de los límites de la capacidad de carga estimada (Tabla 5.3.2.1). La densidad media del tramo resulta similar a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.11$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC del 85%.

**Tabla 5.3.2.1.** Densidad y capacidad de carga medias (truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango entre paréntesis) por clases de edad y total en la localidad del río Belagua en Belagua (210).

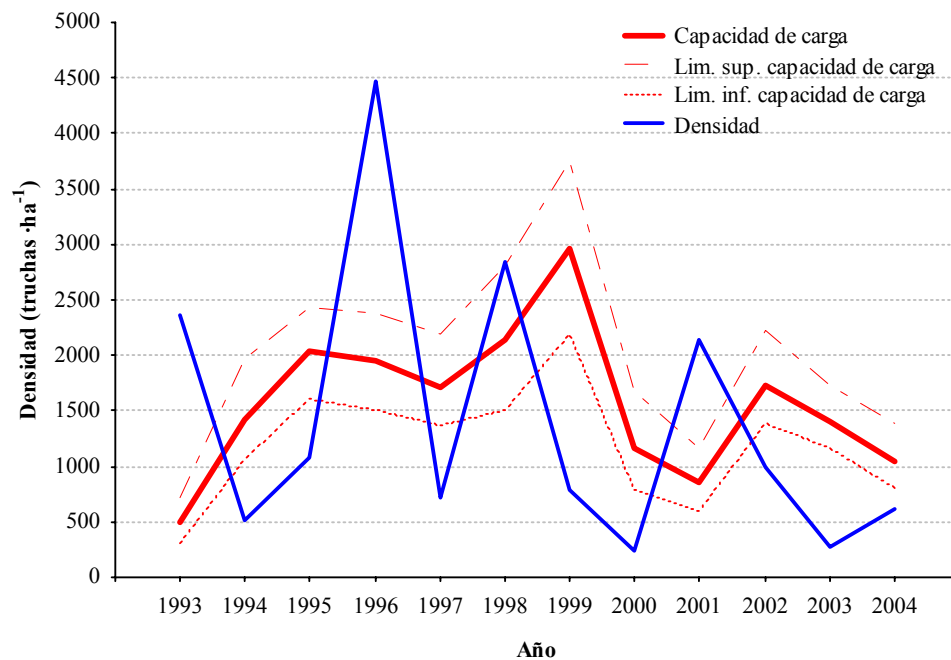
	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	1419	1040	476	118.7	3053.9
Capacidad carga CC	1526 (1163-2075)	1391 (1171-1686)	543 (479-621)	143.7 (120.1-176.8)	3703 (3022.3-4674.0)
Relación D/CC	93.0	74.8	87.7	82.6	84.7

El estudio del hábitat revela que sólo el 34.3% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Por otro lado, las truchas del río Belagua presentan un tamaño medio menor que las de tramos situados en zonas más bajas del cauce, que implica una necesidad individual de territorio menor y, por tanto, un mayor hábitat disponible en el tramo. Por ello, aunque el hábitat potencialmente útil sea bajo, la localidad muestra una capacidad de carga apropiada para un tramo de estas características.

La densidad media de las truchas 0+ es levemente inferior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.26$ ,  $p > 0.05$ ), representando el 93% de esta. Así, la densidad media se encuentra dentro del rango estimado para la capacidad de carga, por lo que el tramo presenta un buen estado de conservación (Figura 5.3.2.1). La densidad muestra grandes fluctuaciones interanuales que parecen ser independientes del hábitat disponible, y por tanto de la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r = -0.10$ ,  $p > 0.05$ ). De hecho, los incrementos en el reclutamiento observados en determinados años (1993, 1996, 2001) se producen con caudales excepcionalmente bajos y con caudales medios, lo que parece indicar la existencia de otros factores que determinan la densidad (Figura 5.3.2.2).



**Figura 5.3.2.1.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Belagua (210) del río Belagua.

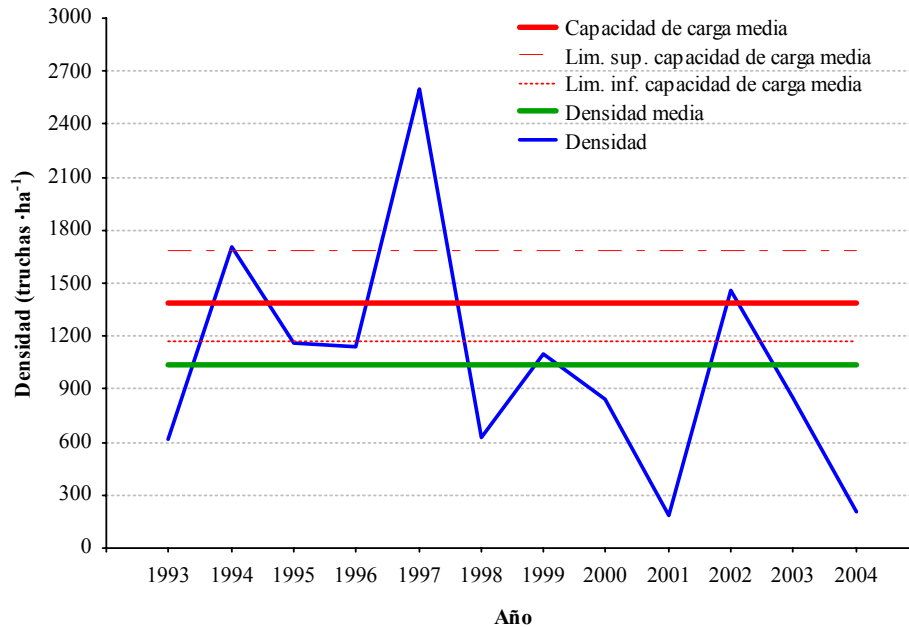


**Figura 5.3.2.2.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Belagua en Belagua (210) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

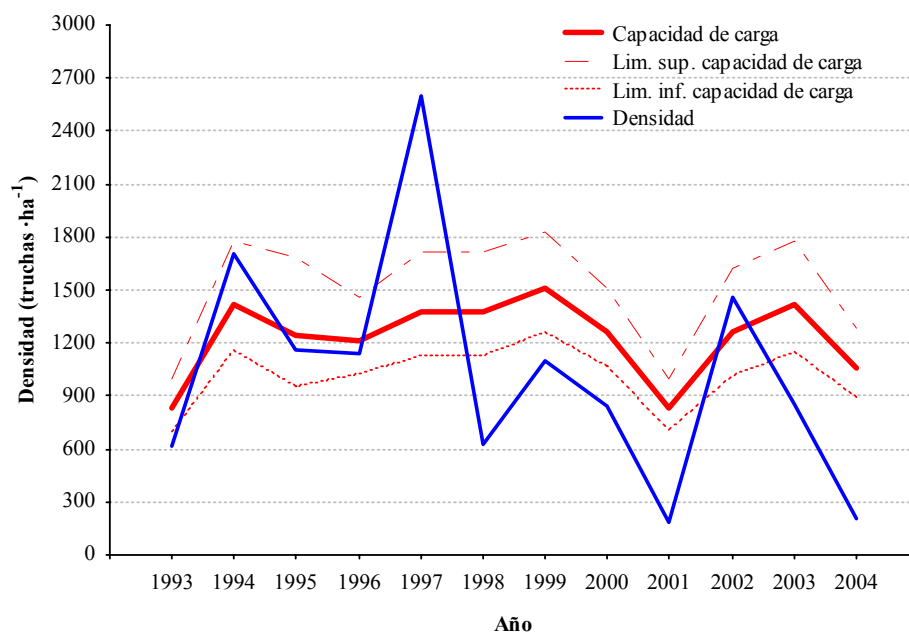
La densidad media de las truchas de la clase de edad 1+ se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.3), presentando una relación D/CC del 75%. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre la densidad y la capacidad de carga ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.71$ ,  $p > 0.05$ ).



Existe una tendencia decreciente en la densidad de la clase de edad 1+ a partir de 1997, lo que motiva que esté por debajo de la capacidad de carga estimada en casi todos los años de este último periodo (Figura 5.3.2.4). Este hecho resulta más acusado en los años 2001 y 2004, motivado en parte por las densidades de alevines tan bajas registradas en los años 2000 y 2003. El patrón de variación en la densidad se encuentra asociado a las fluctuaciones en la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.58$ ,  $p<0.05$ ).

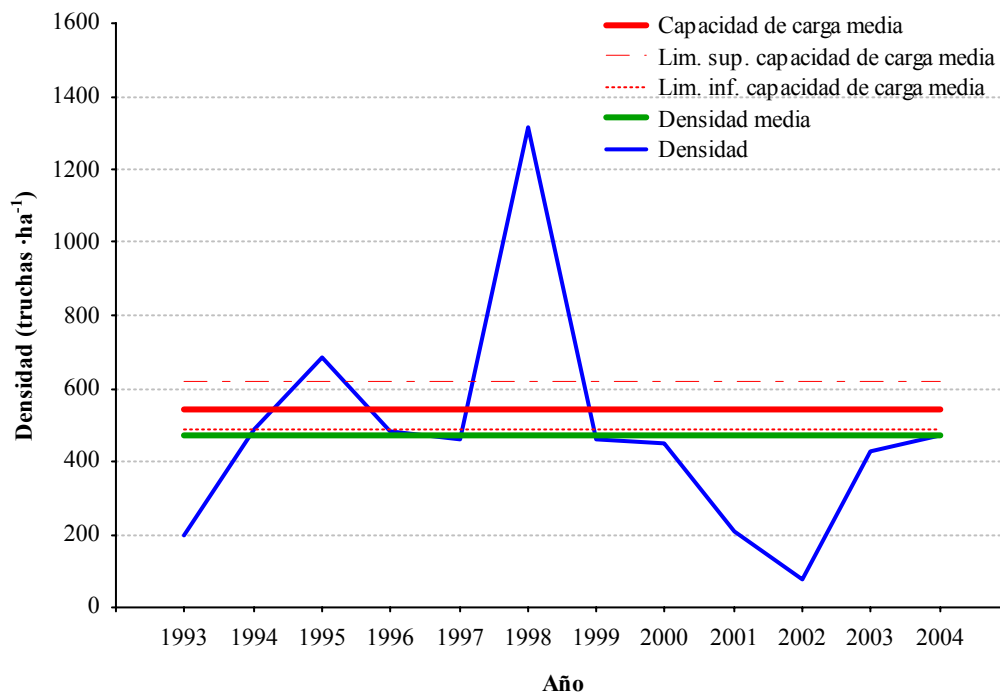


**Figura 5.3.2.3.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Belagua (210) del río Belagua.

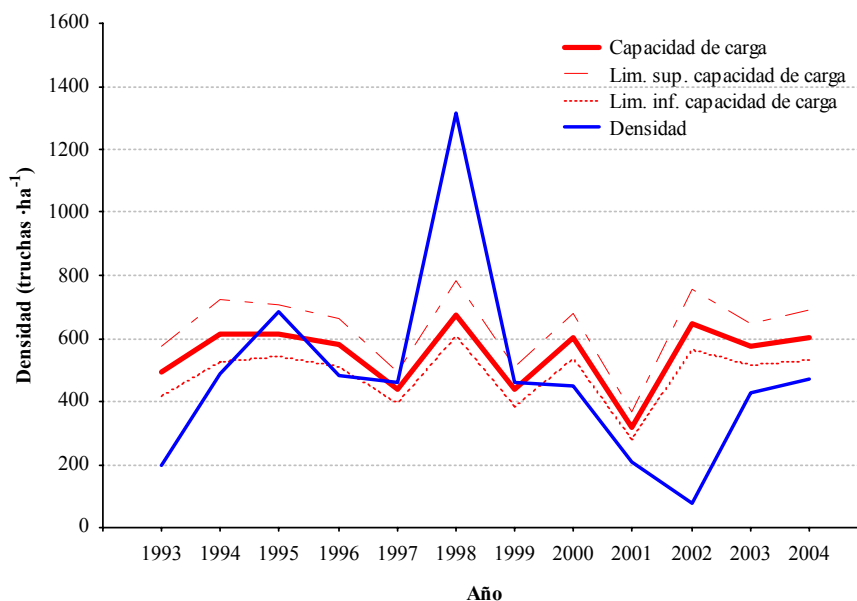


**Figura 5.3.2.4.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Belagua en Belagua (210) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

Las truchas de edad 2+ tienen una densidad media por debajo del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.5). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre la densidad de truchas 2+ y la capacidad de carga estimada a lo largo del periodo de estudio ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.71$ ,  $p > 0.05$ ). En la Figura 5.3.2.6 se observa que en la mayor parte del periodo estudiado, la clase de edad 2+ se encuentra por debajo de la capacidad de carga estimada para el tramo. Sin embargo, salvo en años concretos (1993, 2001 y 2002), la diferencia entre la densidad registrada y el límite inferior estimado para la capacidad de carga resulta mínima. Además, el descenso brusco en la abundancia de truchas de edad 2+ en el año 2002 se produce como consecuencia del descenso en las densidades de juveniles en los años precedentes. Sin embargo, el gran aumento en la densidad ocurrido en 1998 viene motivado por la potente cohorte de truchas 0+ ocurrida en 1996. Estos dos acontecimientos parecen independientes de la disponibilidad de hábitat. Sin embargo, la densidad está significativamente determinada por la capacidad de carga ( $n=10$ ,  $r=0.65$ ,  $p < 0.05$ ) durante el resto de años del periodo de estudio.

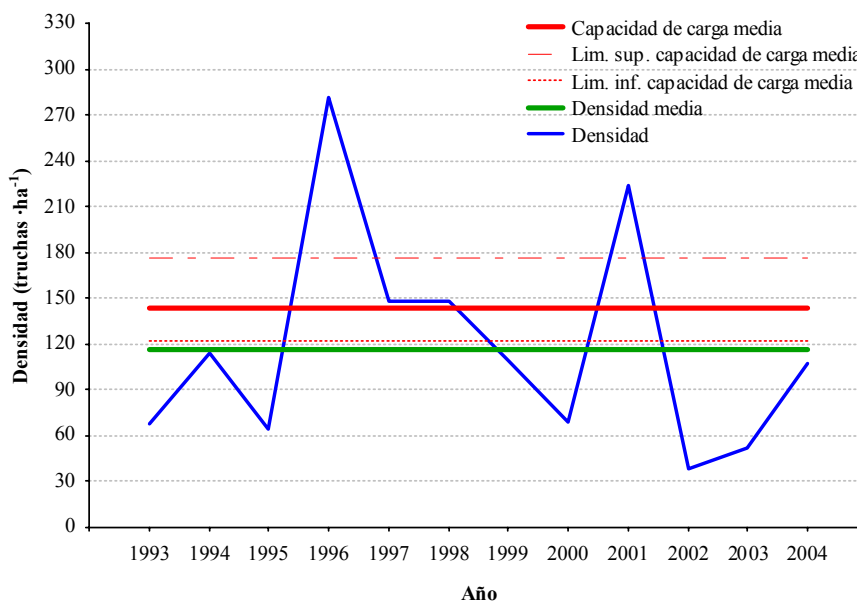


**Figura 5.3.2.5.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Belagua (210) del río Belagua.

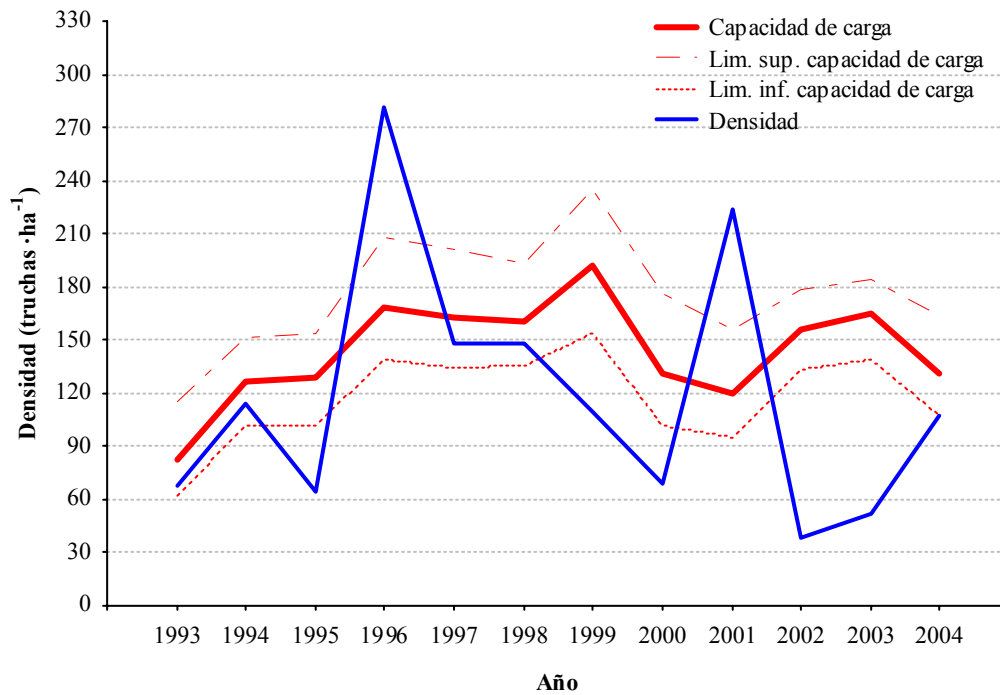


**Figura 5.3.2.6.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Belagua en Belagua (210) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edad superior a 2+ se encuentra también por debajo del rango estimado para la capacidad de carga del tramo, siendo la relación D/CC del 88% (Figura 5.3.2.7). No obstante, los análisis estadísticos no revelaron que la densidad fuera significativamente inferior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.11$ ,  $p > 0.05$ ). En la Figura 5.3.2.8 se observa que la densidad anual de las clases de edad superiores a 2+ se encuentra dentro del intervalo estimado para la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado, salvo en los años 2002 y 2003 en los que la densidad desciende muy por debajo de la capacidad de carga.



**Figura 5.3.2.7.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Belagua (210) del río Belagua.



**Figura 5.3.2.8.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Belagua en Belagua (210) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

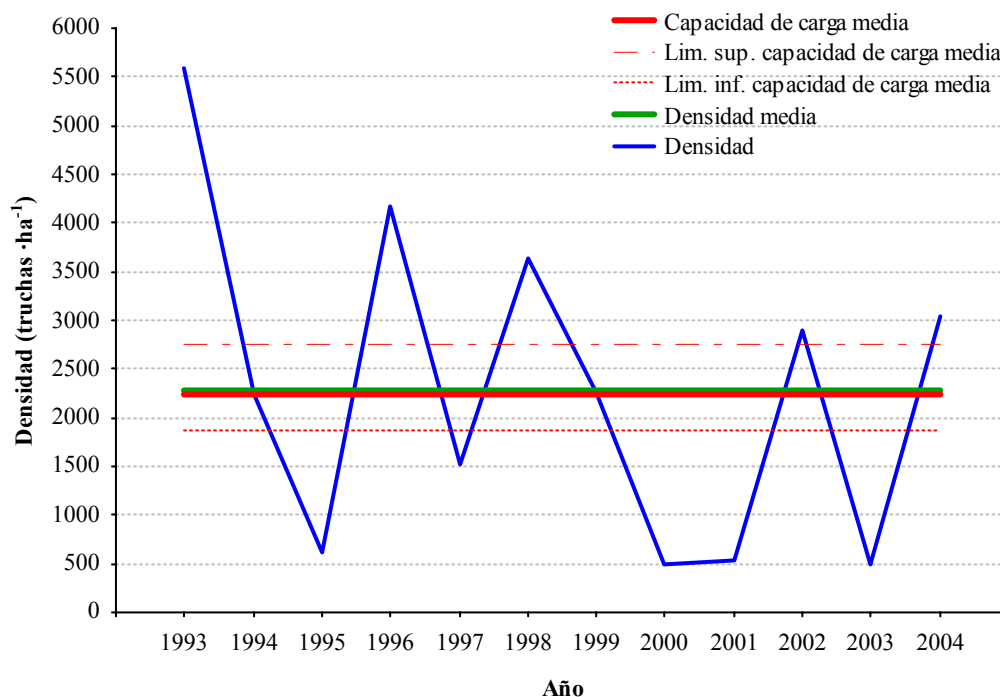
En la localidad Uztárroz (320) del río Uztárroz se observa que la densidad media de todas las clases de edad es similar a la capacidad de carga media. Así, la densidad media del tramo es ligeramente inferior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.80$ ,  $p > 0.05$ ), de manera que la relación  $D/CC$  total del tramo es del 92.2% (Tabla 5.3.2.2).

**Tabla 5.3.2.2.** Densidad media, capacidad de carga media y rango de la capacidad de carga (entre paréntesis), en truchas  $ha^{-1}$ , para cada clase de edad en la localidad del río Uztárroz en Uztárroz (320).

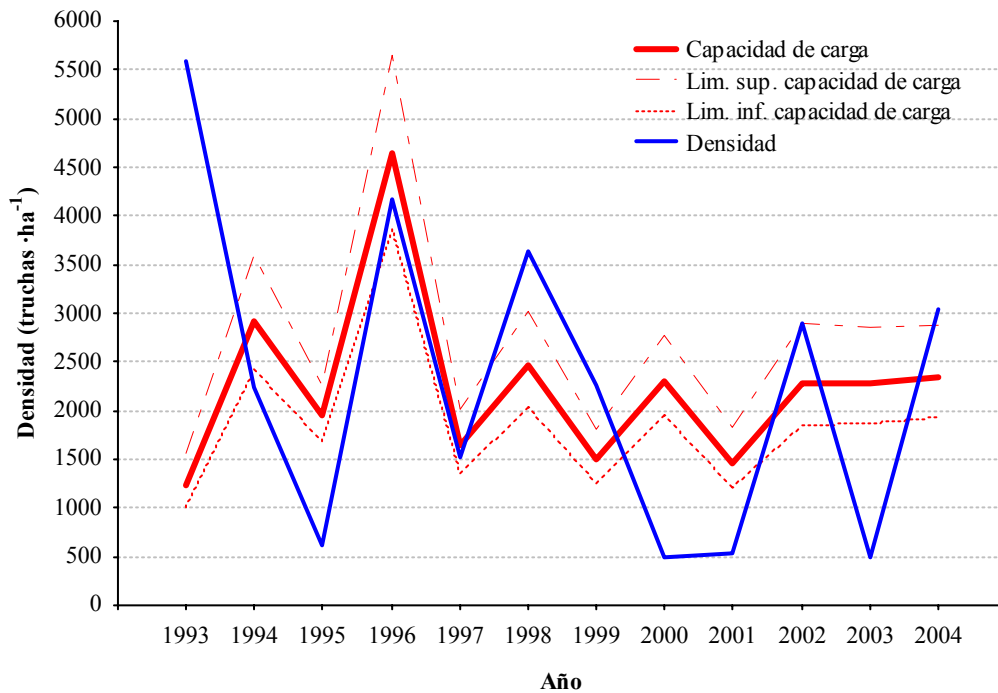
	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	2290.6	1383.4	919.5	536.1	5147.9
Capacidad carga CC	2253.1 (1874.0–2762.9)	1647.5 (1421.7–1936.6)	997.2 (893.9–1120.8)	690.1 (558.7–851)	5560.0 (4761.1–6579.6)
Relación D/CC	100.0	84.0	92.2	77.4	92.2

El estudio del hábitat revela que el 56% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, siendo el valor más elevado de todas las localidades estudiadas en la cuenca del Eska. Del mismo modo que ocurre en el río Belagua, existe una mayor disponibilidad relativa de hábitat debido al menor tamaño alcanzado por las truchas. Ello ha podido motivar que en el río Uztárroz se encuentren las capacidades de carga más elevadas dentro de la cuenca del río Eska.

En el caso de las truchas 0+, la densidad media es prácticamente igual a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.12$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.9). La evolución temporal de la densidad anual y la capacidad de carga muestra el mismo patrón ( $n=11$ ,  $r=0.61$ ,  $p<0.05$ ), indicando que los alevines ocupan todo el hábitat disponible en el tramo durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.10). Sin embargo, existen cuatro años (1995, 2000, 2001 y 2003) en los que el descenso en la densidad resulta muy superior al que debería haberse producido por la disminución en el hábitat disponible durante el estiaje. Ello indica la existencia de otros factores de regulación de la densidad independientes del hábitat disponible.

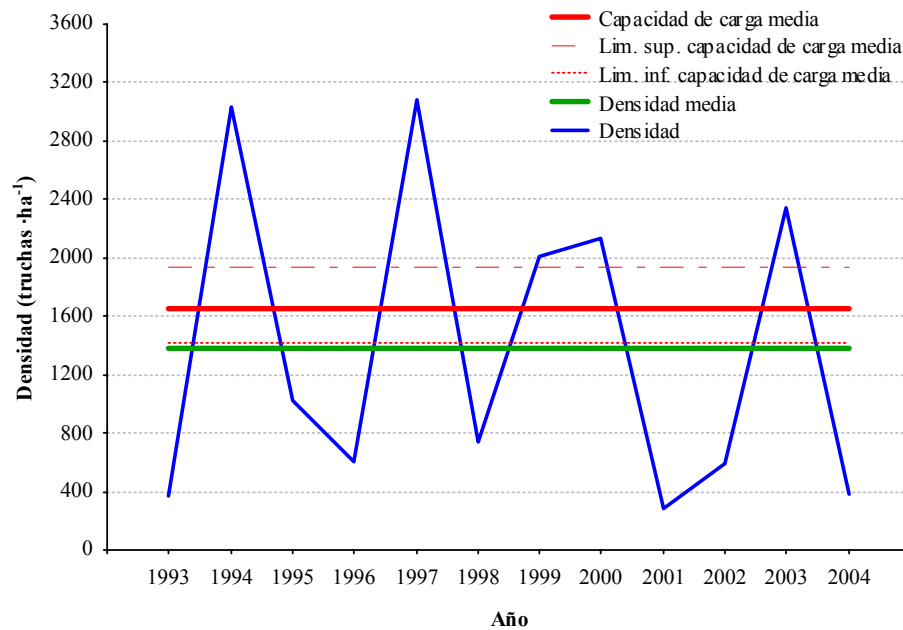


**Figura 5.3.2.9.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uztárroz (320) del río Uztárroz.

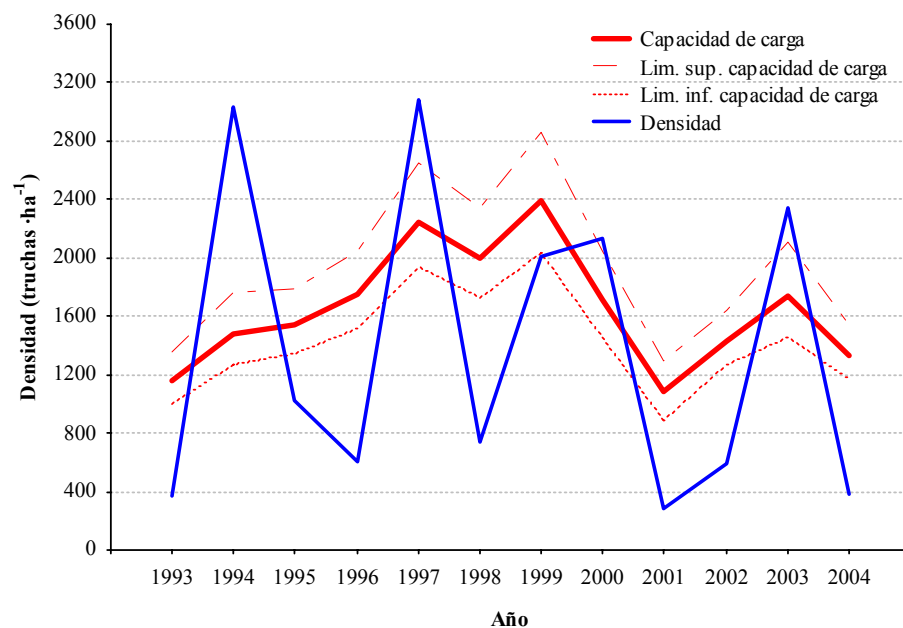


**Figura 5.3.2.10.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Uztárroz en Uztárroz (320) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edad 1+ en el periodo de estudio es menor que la capacidad de carga media estimada para el tramo, representando el 84%, aunque no se observó que la diferencia fuese significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.80$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.11). La densidad anual sufre grandes oscilaciones motivadas en gran medida por las fluctuaciones naturales en la densidad de las truchas 0+. Por ello, se debe considerar que el tramo se encuentra próximo a la capacidad de carga para las truchas 1+. Las grandes variaciones interanuales existentes en la densidad de truchas 1+ propician que en diversos años las densidades se encuentren por debajo de la capacidad de carga media estimada a partir del hábitat disponible (1993, 1996, 1998, 2001 ó 2004), y en otros se hallen muy por encima de lo estimado (1994 y 1997) (Figura 5.3.2.12). Sin embargo, el patrón de variación interanual de ambas variables se encuentra significativamente relacionado ( $n=12$ ,  $r=0.58$ ,  $p < 0.05$ ).



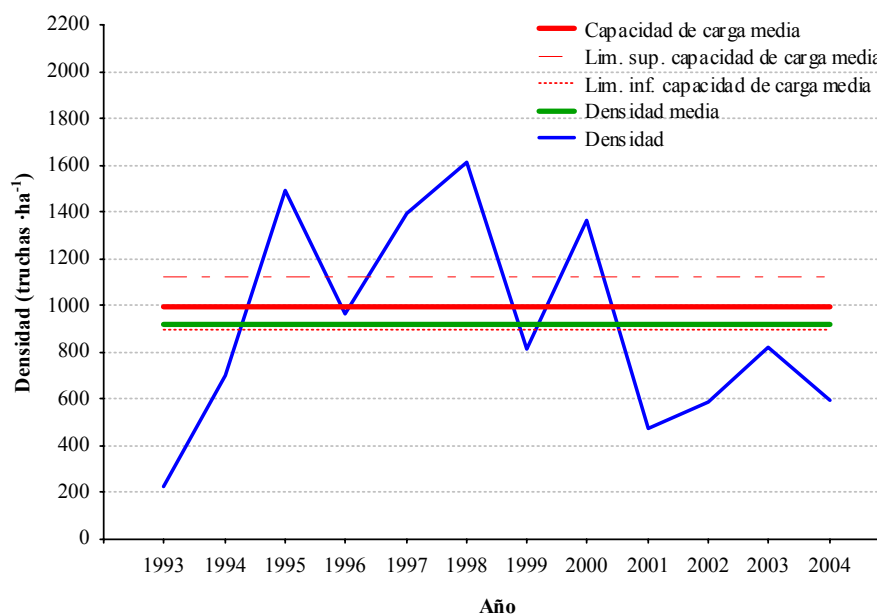
**Figura 5.3.2.11.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uztárroz (320) del río Uztárroz.



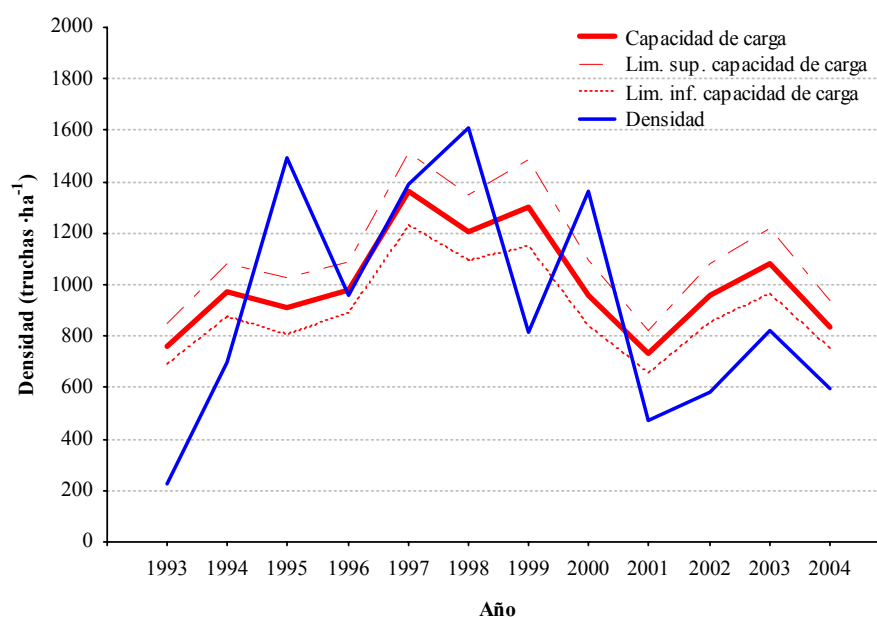
**Figura 5.3.2.12.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Uztárroz en Uztárroz (320) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de la clase de edad 2+ se encuentra dentro del rango estimado para la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.13), no habiéndose encontrado diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.55$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad es inferior al intervalo estimado para la capacidad de carga en gran parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.14), especialmente en el año 1993. También se observa que existen tres años (1995, 1998 y 2000) en los que las densidades son muy superiores

a la capacidad de carga, que coinciden con los incrementos demográficos registrados en las truchas de edad 1+ en los años precedentes. El año en el que se produce un mayor alejamiento de la densidad observada respecto a la capacidad de carga predicha por el modelo es 1995, propiciado por la potente cohorte de truchas 0+ de 1993, transmitida al resto de clases de edad a lo largo del tiempo. Sin tener en cuenta este año, la densidad está correlacionada significativamente con la capacidad de carga estimada ( $n=11$ ,  $r=0.64$ ,  $p<0.05$ ) durante el resto del periodo de estudio.



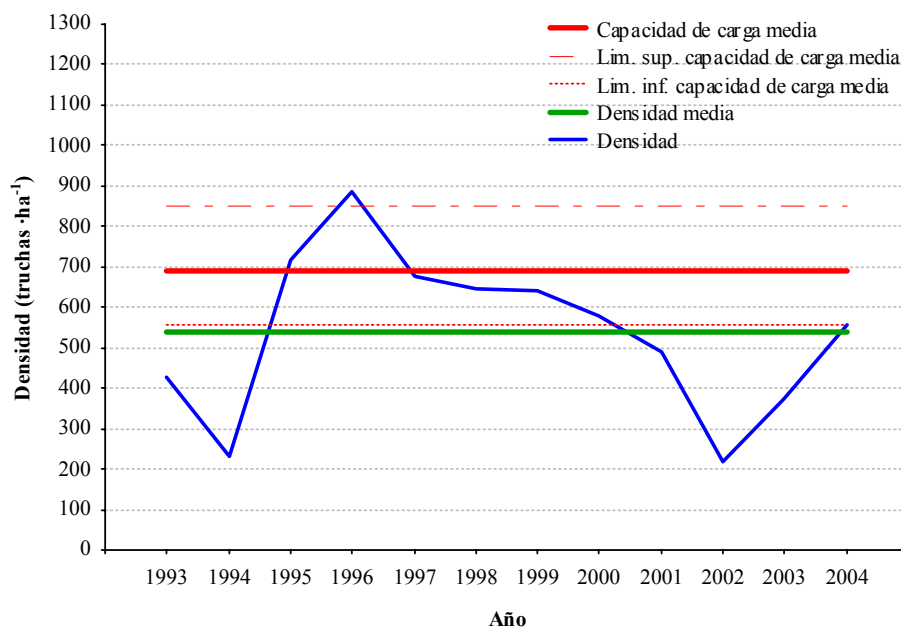
**Figura 5.3.2.13.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uztárroz (320) del río Uztárroz.



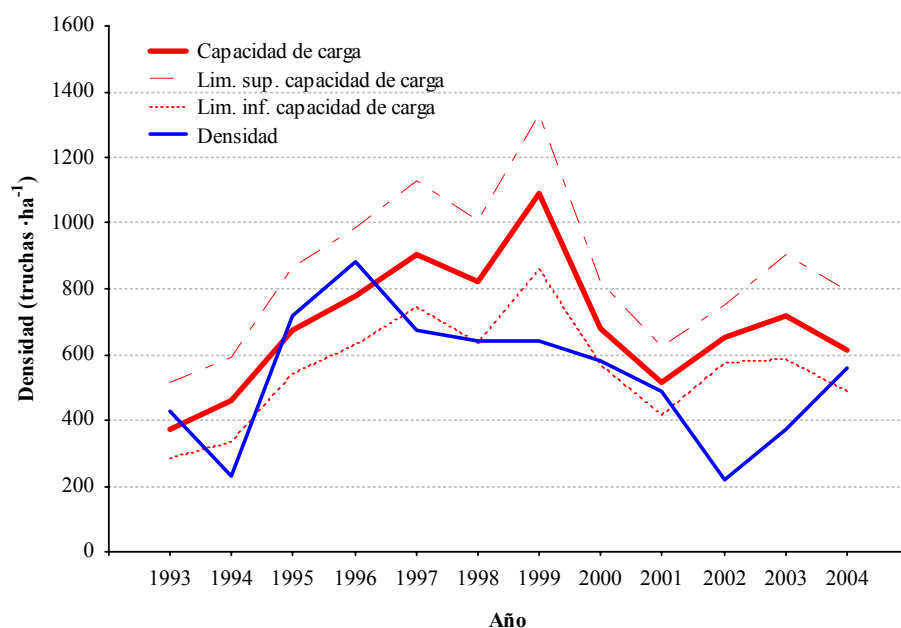
**Figura 5.3.2.14.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Uztárroz en Uztárroz (320) en el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas mayores de 2+ es inferior a la capacidad de carga media estimada (Figura 5.3.2.15), siendo la relación D/CC del 77%, aunque el contraste de medias no reveló diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.90$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad se encuentra siempre dentro de los límites estimados o levemente por debajo de la capacidad de carga, salvo en el año 2002 cuando se produjo un fuerte descenso en la densidad (Figura 5.3.2.16). Así, el patrón de variación temporal de ambas variables está muy correlacionado ( $n=12$ ,  $r=0.59$ ,  $p < 0.05$ ).



**Figura 5.3.2.15.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uztárroz (320).



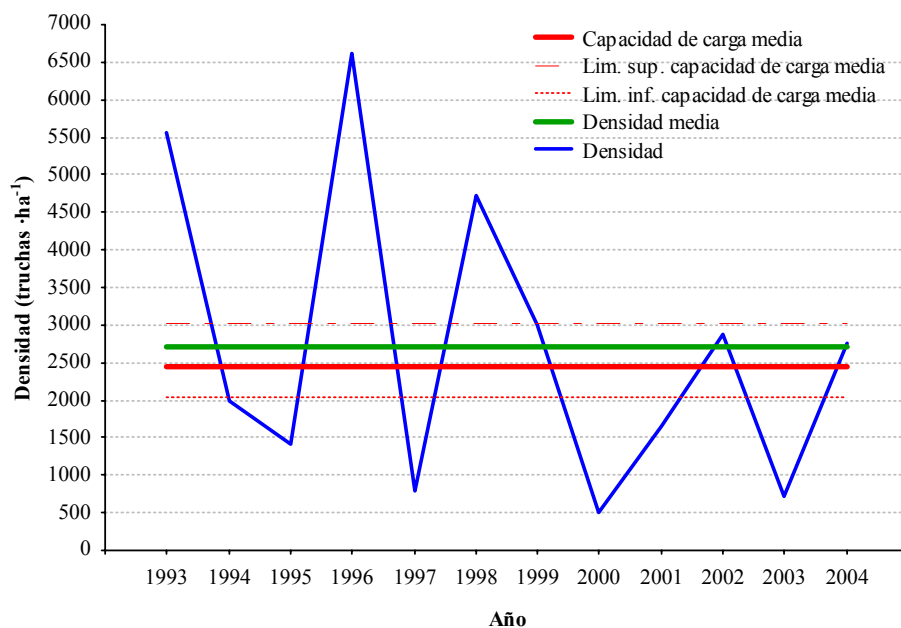
**Figura 5.3.2.16.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Uztárroz (320) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad de Isaba (110) del río Eska se observa que la densidad media de todas las clases de edad y la densidad total media se encuentran dentro del rango estimado para la capacidad de carga media del tramo (Tabla 5.3.2.3). El estudio de hábitat revela que el 42% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas, siendo la capacidad de carga total estimada para el tramo alta.

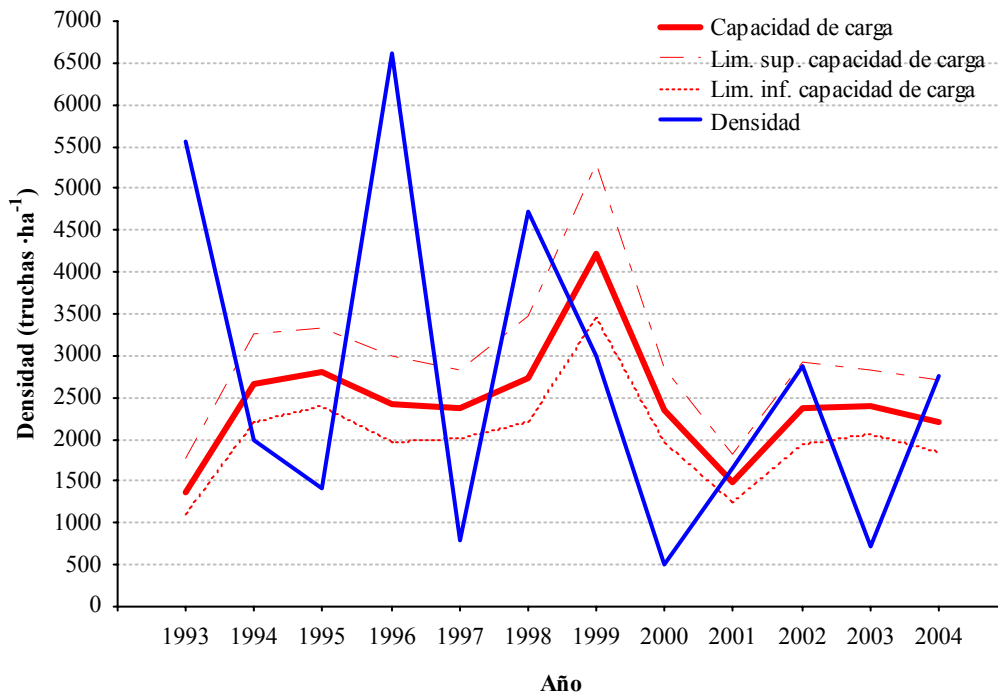
**Tabla 5.3.2.3.** Densidad media, capacidad de carga media y rango de la capacidad de carga (entre paréntesis), en truchas  $ha^{-1}$ , para cada clase de edad en la localidad del río Eska en Isaba (110).

	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	2720.3	1773.3	622.5	157.1	5273.1
Capacidad carga CC	2450.4 (2035.6–3010.1)	1724.9 (1440.7–2115.1)	639.8 (565.0–731.5)	179.4 (148.4–225.1)	4992.3 (4227.7–6014.8)
Relación D/CC	100.0	100.0	97.3	87.6	100.0

La densidad media de las truchas 0+ durante el periodo en estudio se encuentra dentro de los límites estimados para la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.17). Así, no se detectaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.45$ ,  $p>0.05$ ). El análisis de la evolución temporal de los parámetros estudiados muestra la existencia de grandes variaciones interanuales en la densidad, que parecen ocurrir de forma independiente a la variación en el hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r=0.08$ ,  $p>0.05$ ). Estos elevados incrementos y bruscos descensos demográficos podrían estar motivados por la regulación natural de la población (Figura 5.3.2.18).



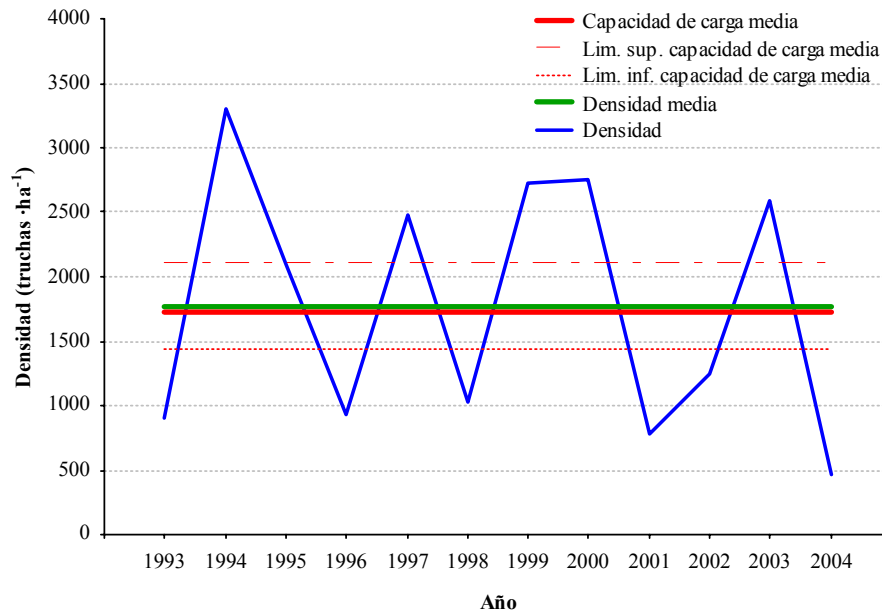
**Figura 5.3.2.17.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Isaba (110) del río Eska.



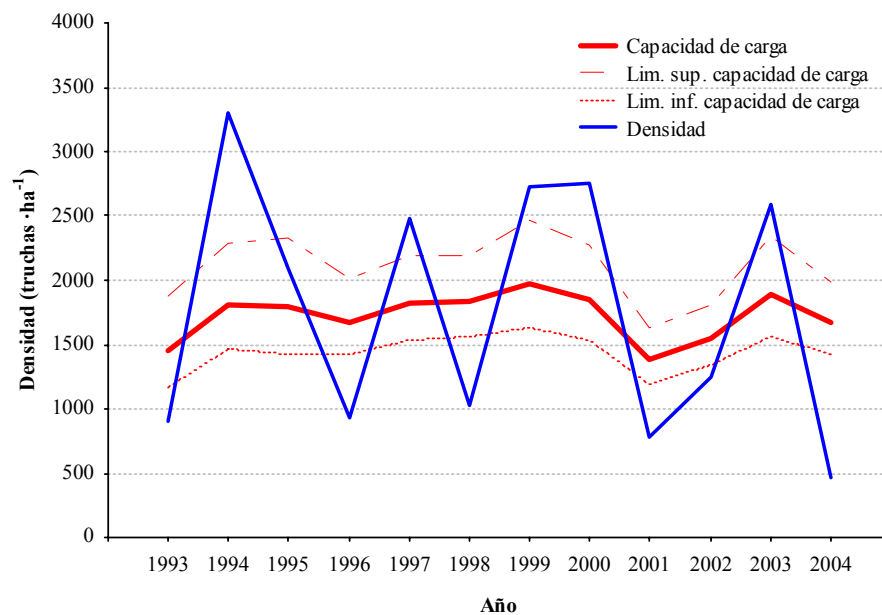
**Figura 5.3.2.18.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Isaba (110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

En el resto de clases de edad aparece un patrón similar al observado en las otras localidades estudiadas en la cuenca. Las poblaciones parecen estar reguladas por el hábitat disponible durante el estiaje y por mecanismos dependientes de la densidad.

La densidad anual de las truchas 1+ parece estar determinada por la densidad de truchas 0+ del año anterior. Esto hace que la densidad anual fluctúe tanto por encima como por debajo del intervalo estimado para la capacidad de carga media. Así, el valor de densidad media de truchas 1+ es prácticamente idéntico a la capacidad de carga media estimada para el tramo ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.17$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.19). Analizando la evolución temporal de la densidad anual, se observa que la influencia ejercida por el hábitat disponible, que es de tan sólo un 18.5% del total del área del cauce, resulta menor que otros factores. También se puede apreciar que sólo en el año 2004 la densidad fue muy inferior a la capacidad de carga estimada, mientras que en varios años (1994, 1999 y 2000) resulta ser muy superior. El motivo puede ser que exista una sobreocupación del hábitat debido a las elevadas densidades alcanzadas por las truchas de edad 0+ durante el año anterior. Esta ocupación excesiva periódica puede generar que las truchas de esta clase de edad se vean forzadas a ocupar hábitats subóptimos y utilizar un territorio menor para vivir que en otras localidades con mayor disponibilidad de hábitat (Figura 5.3.2.20). No obstante, el patrón de variación temporal de ambas variables se encuentra relacionado de forma significativa ( $n=12$ ,  $r=0.72$ ,  $p<0.05$ ).

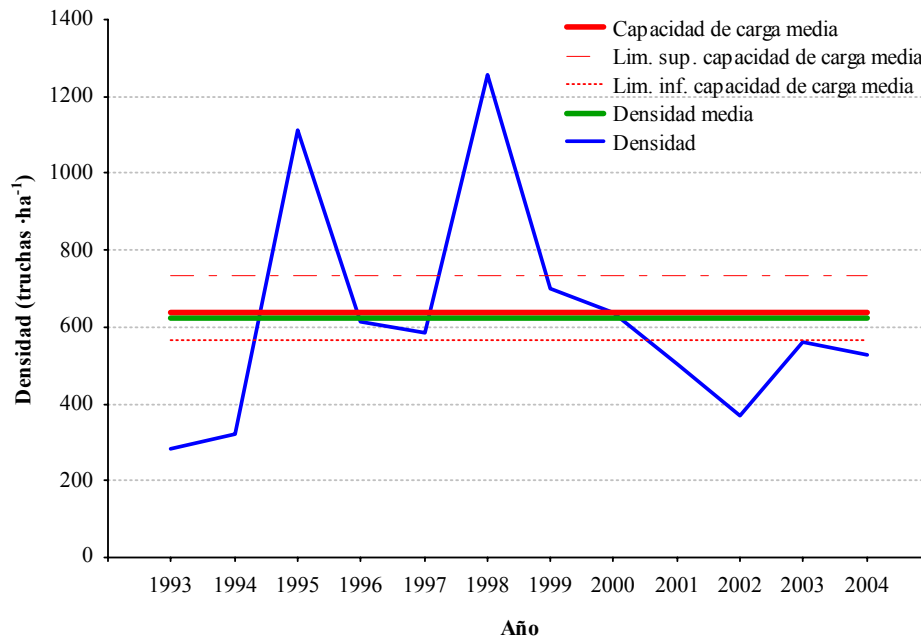


**Figura 5.3.2.19.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Isaba (110) del río Eska.

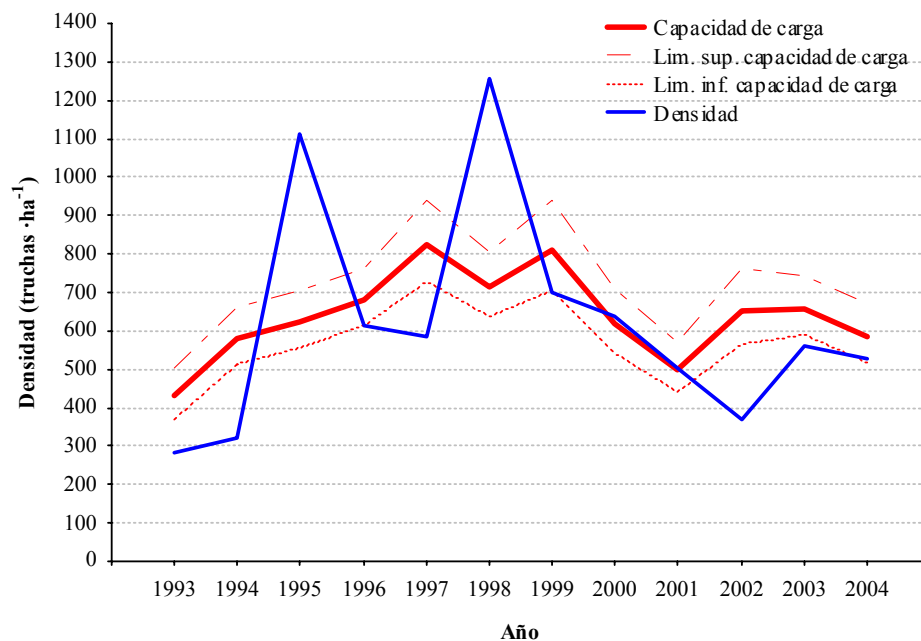


**Figura 5.3.2.20.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Isaba (110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La clase de edad 2+ también se encuentra en un buen estado de conservación, resultando la densidad media prácticamente idéntica a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.19$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.21). Las densidades anuales aparecen ajustadas al intervalo estimado para la capacidad de carga, salvo en los años 1995 y 1998 donde se detectó un incremento muy notable de la población que superó ampliamente el rango estimado de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.22).



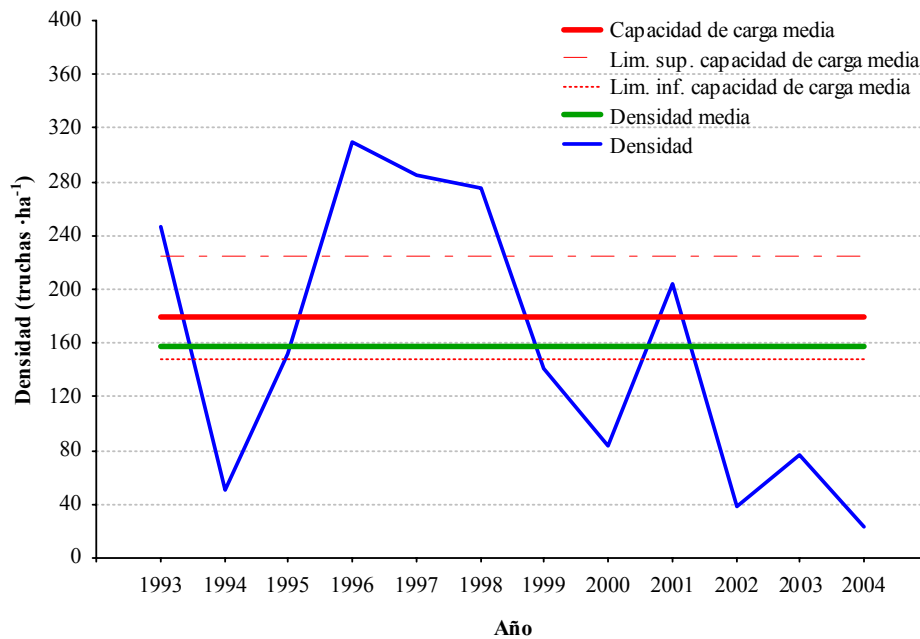
**Figura 5.3.2.21.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Isaba (110) del río Eska.



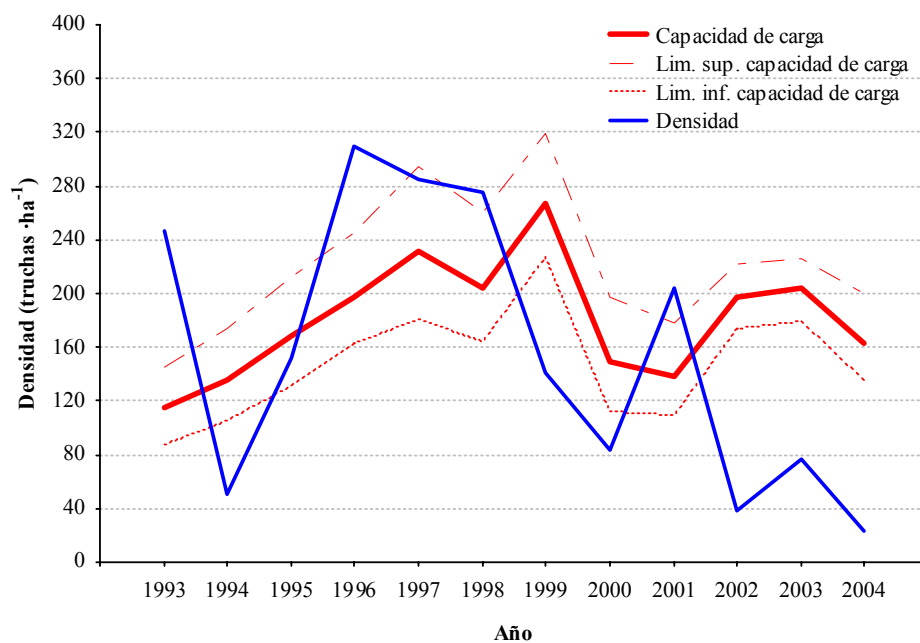
**Figura 5.3.2.22.** Evolución temporal de la densidad de las truchas 2+ frente al intervalo de capacidad de carga estimado para la localidad de Eska en Isaba (110).

La densidad media de truchas de edad superior a 2+ es inferior a la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.23), aunque no se detectó que la diferencia fuese significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.69$ ,  $p > 0.05$ ). Aunque la densidad media se encuentra dentro del intervalo estimado para la capacidad de carga, esta clase de edad presenta la relación D/CC de carga más baja de todas (88%). Se aprecia que a partir de 1998 existe

en la densidad una tendencia decreciente significativa ( $n=7$ ,  $r=-0.78$ ,  $p<0.05$ ). Así, se observa que a partir de 1998 las poblaciones de truchas de mayor edad sólo se encontraron en capacidad de carga en el año 2001. El resto de años, la densidad resulta muy inferior a la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.24). Las variaciones en la densidad parecen independientes del hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r=0.12$ ,  $p>0.05$ ).



**Figura 5.3.2.23.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Isaba (110) del río Eska.



**Figura 5.3.2.24.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Isaba (110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

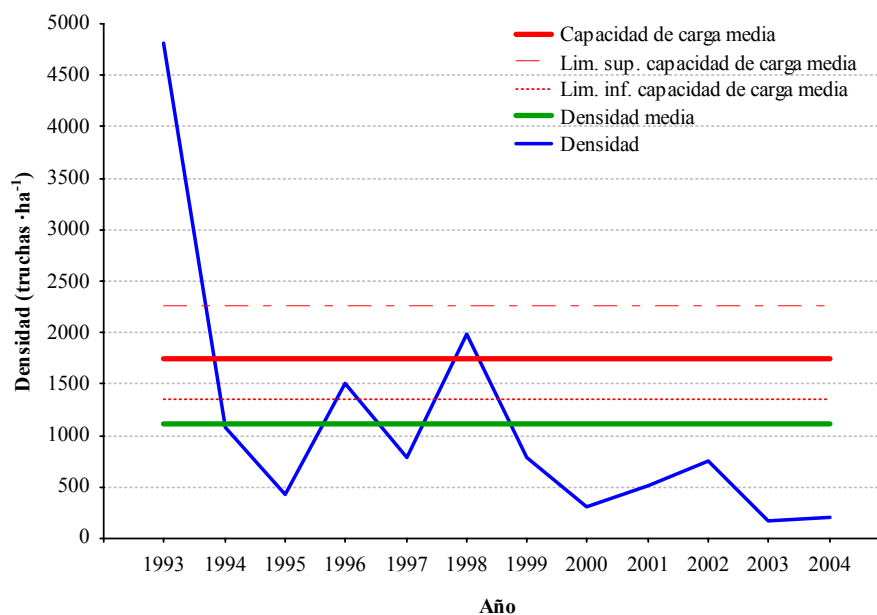
La densidad media total del la localidad Roncal (120) del río Eska es inferior a la capacidad de carga media total ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.32$ ,  $p > 0.05$ ), aunque se encuentra dentro del rango estimado para ésta (Tabla 5.3.2.4). Sin embargo, la densidad media de las truchas de edad 0+ está por debajo del intervalo estimado para la capacidad de carga. Las truchas de edad 2+ se encuentran también ligeramente por debajo de la capacidad de carga estimada.

**Tabla 5.3.2.4.** Densidad media, capacidad de carga media y rango de la capacidad de carga (entre paréntesis), en truchas  $ha^{-1}$ , para cada clase de edad en la localidad del río Eska en Roncal (120).

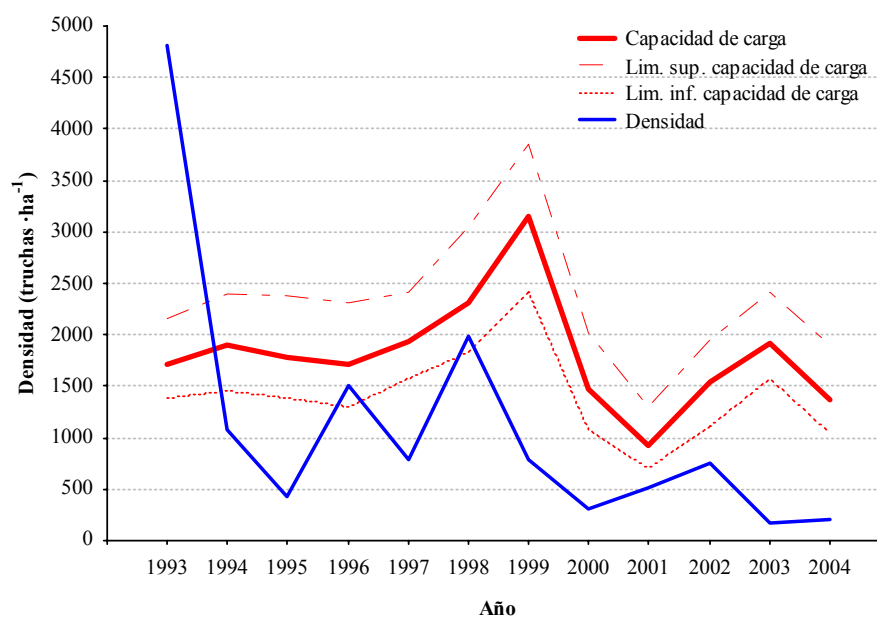
	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	1113.4	900.8	177.0	235.9	2427.1
Capacidad carga CC	1753.2 (1356.2-2259.0)	507.7 (409.9-652.2)	197.1 (179.0-218.2)	183.0 (146.3-237.3)	2640.9 (2091.5-3366.7)
Relación D/CC	63.5	100.0	89.8	100.0	91.9

Tan solo el 14% del área total del tramo estudiado resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. La escasez de zonas con hábitat adecuado se hace más patente en las truchas de edad superior a 0+ y especialmente en las de mayor edad, que además son las que necesitan un mayor territorio para vivir. El motivo es principalmente la falta de refugio (el 72% de la superficie del tramo corresponde a zonas sin refugio), que unido a las elevadas velocidades de corriente (media de  $0.7 \text{ m s}^{-1}$ ) y a la escasa profundidad (media de 23.9 cm), hacen del tramo muestreado un lugar poco idóneo para acoger densidades elevadas de truchas. De hecho, la capacidad de carga total del tramo resulta baja en comparación con las localidades de cabecera. La clase de edad 0+ presenta la relación D/CC más baja (63.5%). Se observa una tendencia descendente en las densidades a partir de 1998, lo que provoca que tanto la densidad total del tramo como de las distintas clases de edad se encuentren por debajo de la capacidad de carga estimada en la mayor parte de los años estudiados.

Tanto en la Tabla 5.3.2.4 como en la Figura 5.3.2.25 se observa que la densidad media de las truchas 0+ permanece por debajo de los límites del intervalo estimado para la capacidad de carga media, siendo la relación D/CC de tan sólo el 63.5%. A pesar de que no se detectaron diferencias significativas entre la densidad y la capacidad de carga ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.57$ ,  $p > 0.05$ ), en la Figura 5.3.2.26 se observa que la densidad anual se encuentra por debajo del rango estimado para la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado salvo en los años que se alcanzan las máximas densidades (1993, 1996 y 1998). También se evidenció la existencia de una tendencia decreciente significativa ( $n=7$ ,  $r = -0.76$ ,  $p < 0.05$ ) en las densidades anuales a partir del año 1998.



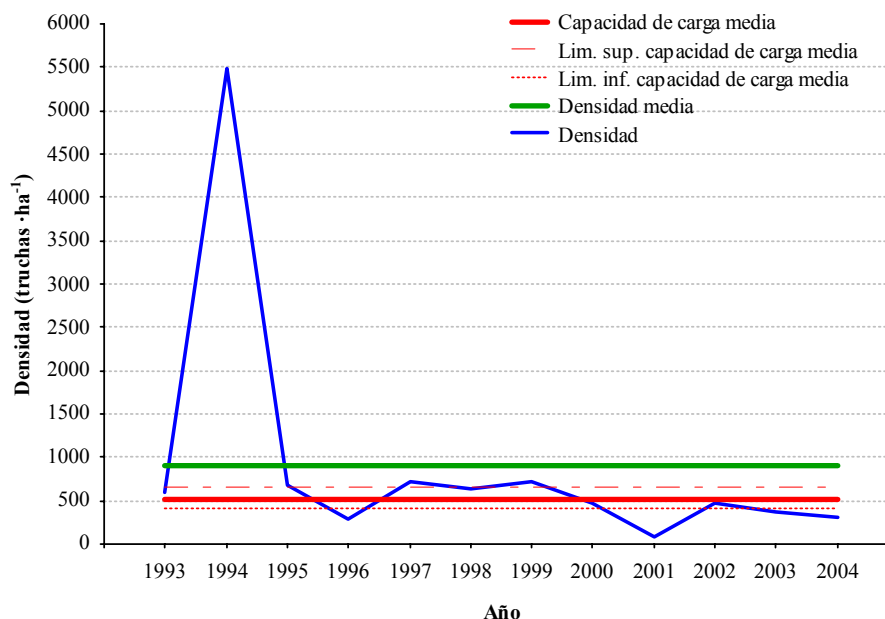
**Figura 5.3.2.25.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Roncal (120) del río Eska.



**Figura 5.3.2.26.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Roncal (120) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

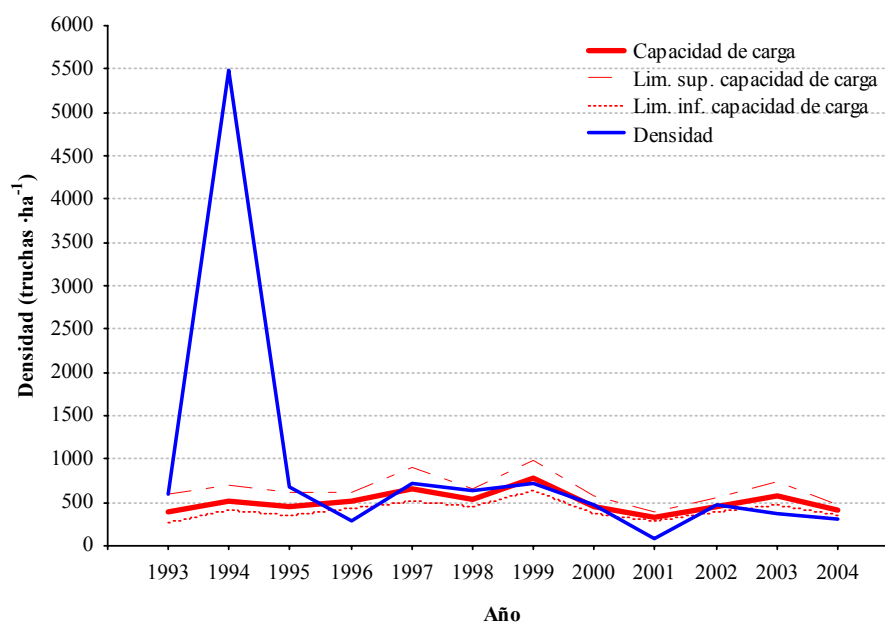
La densidad media de las truchas 1+ durante el periodo de estudio es un 77% superior a la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.27). Sin embargo, cabe comentar que el valor medio está desequilibrado por la alta densidad registrada en el año 1994, motivada por la elevada densidad de la clase 0+ del año 1993. De hecho, si se excluye este valor del análisis, la media de la densidad del resto de los 11 años se reduce a 483.9 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , un 5% inferior a la estimada para la capacidad de carga media del tramo (507.7 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y siempre dentro del intervalo de la capacidad de carga.



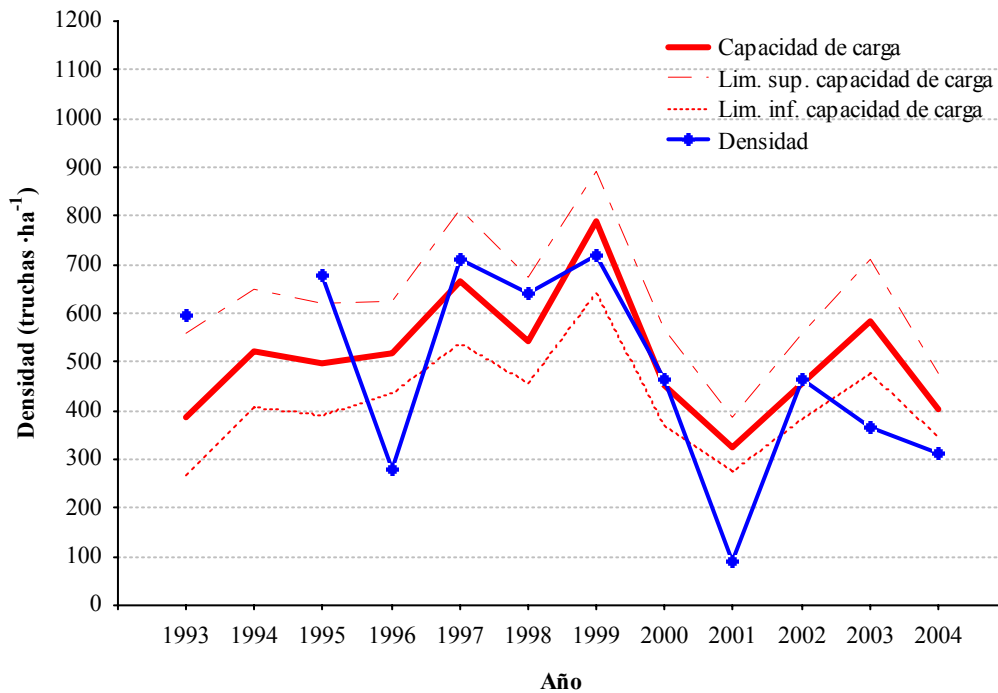


**Figura 5.3.2.27.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Roncal (120) del río Eska.

La densidad se encuentra dentro del intervalo estimado para la capacidad de carga en la mayor parte de los años estudiados. Debido a la distorsión en la escala que produce la densidad del año 1994, resulta difícil apreciar la evolución comparada de ambas variables en la Figura 5.3.2.28. Por ello, se ha representado la Figura 5.3.2.29 eliminando la representación la densidad del año 1994. Sin tener en cuenta la excepcional densidad de truchas 1+ registrada en 1994, la densidad parece estar determinada por el hábitat disponible ( $n=11$ ,  $r=0.61$ ,  $p<0.05$ ).

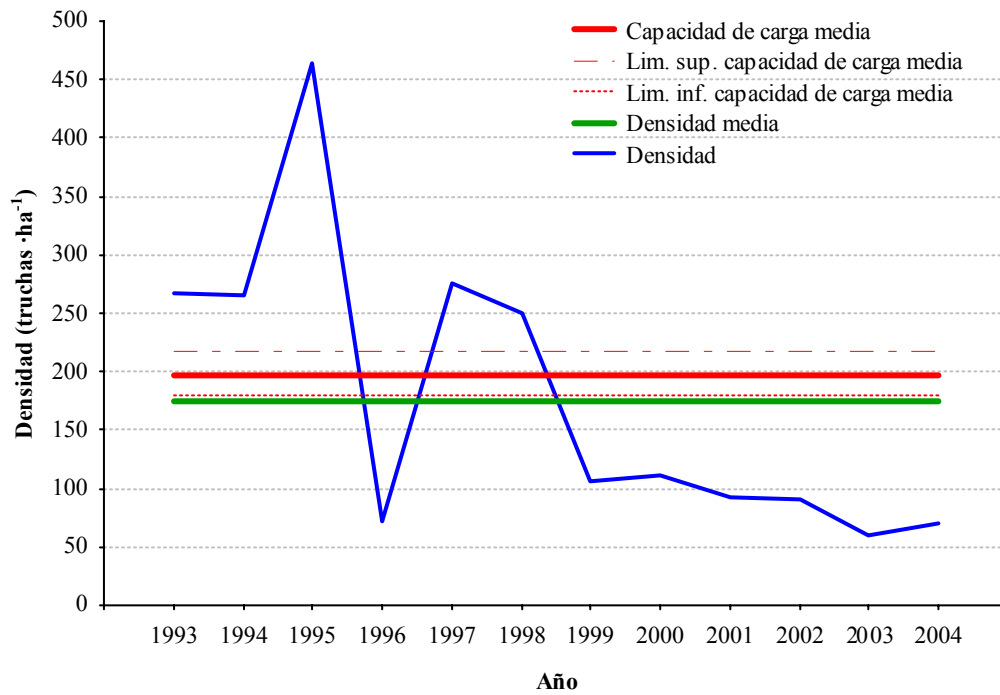


**Figura 5.3.2.28.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Roncal (120) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

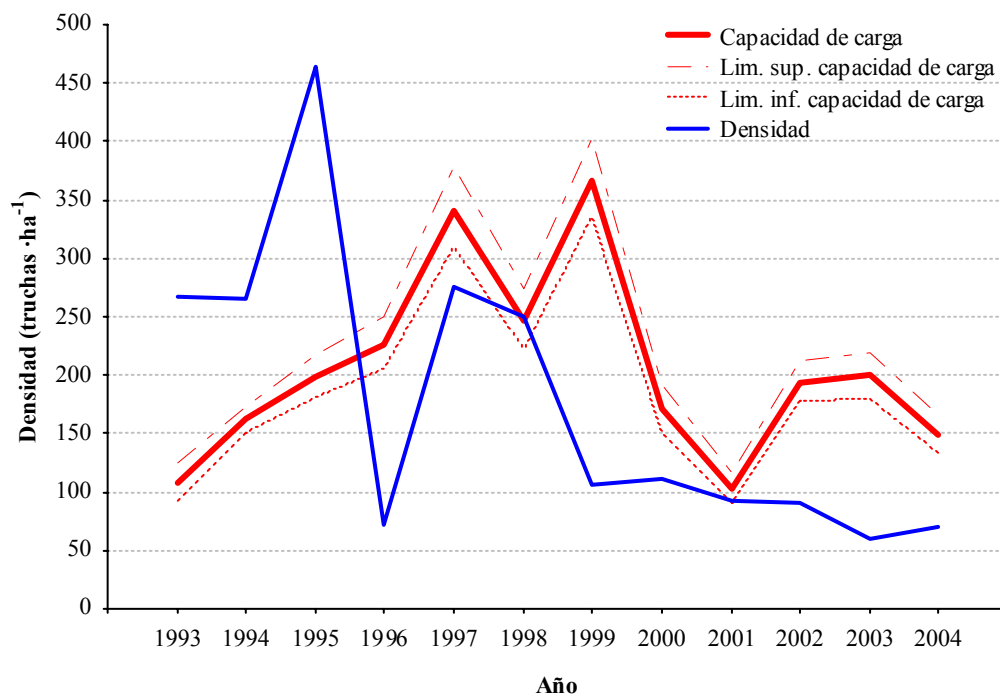


**Figura 5.3.2.29.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Roncal (120) en el periodo estudiado (1993 a 2004), sin representar el año 1994.

La densidad media de las truchas 2+ resulta ligeramente inferior al intervalo estimado para la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.45$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación  $D/CC$  del 90% (Figura 5.3.2.30). También se puede apreciar en la Figura 5.3.2.31 que en los años comprendidos en el periodo 1993-1995 la densidad de truchas 2+ es muy superior a la capacidad de carga estimada. Sin embargo, también se aprecia una tendencia descendente significativa ( $n=8$ ,  $r = -0.87$ ,  $p < 0.01$ ) en el parámetro a lo largo del periodo estudiado. En consecuencia, en el periodo comprendido entre 1999 y 2004, la densidad permanece dentro del rango estimado para la capacidad de carga únicamente en el año 2001.

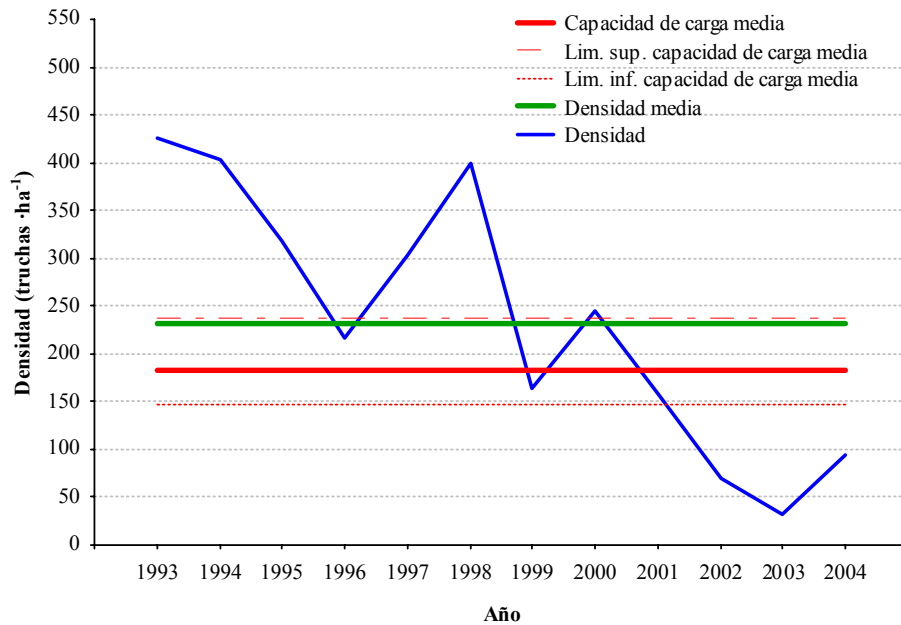


**Figura 5.3.2.30.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Roncal (120) del río Esla.

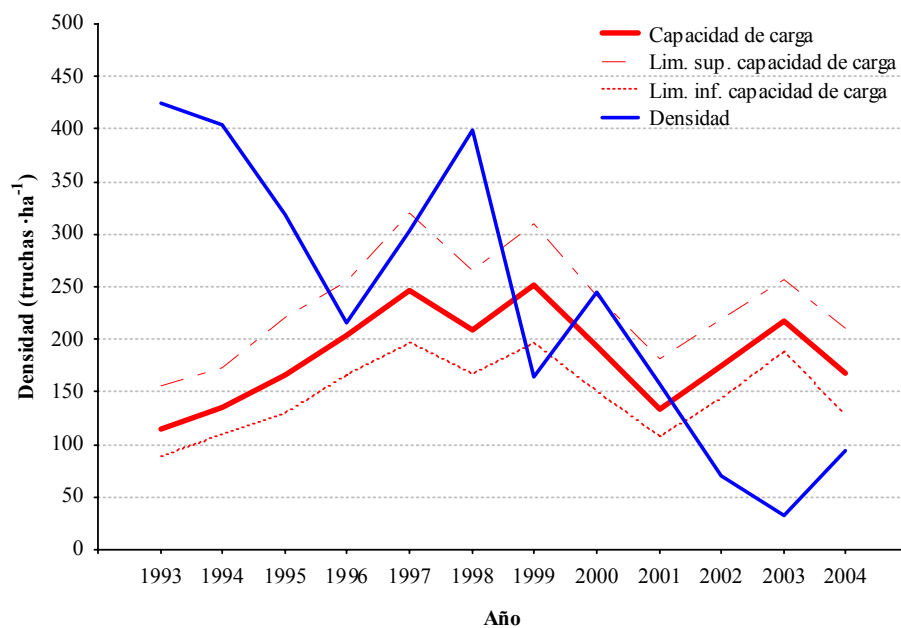


**Figura 5.3.2.31.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Esla en Roncal (120) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edad mayor de 2+ en el periodo estudiado es superior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=1.28$ ,  $p>0.05$ ). En este caso, la tendencia decreciente de la densidad ( $n=12$ ,  $r=-0.88$ ,  $p<0.001$ ) es mucho más marcada que en el caso de las otras clases de edad (Figura 5.3.2.32). De este modo, la densidad de truchas de edad mayor de 2+ sufre un fuerte descenso a partir del año 2001, estando por debajo de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.33).



**Figura 5.3.2.32.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Roncal (120) del río Eska.



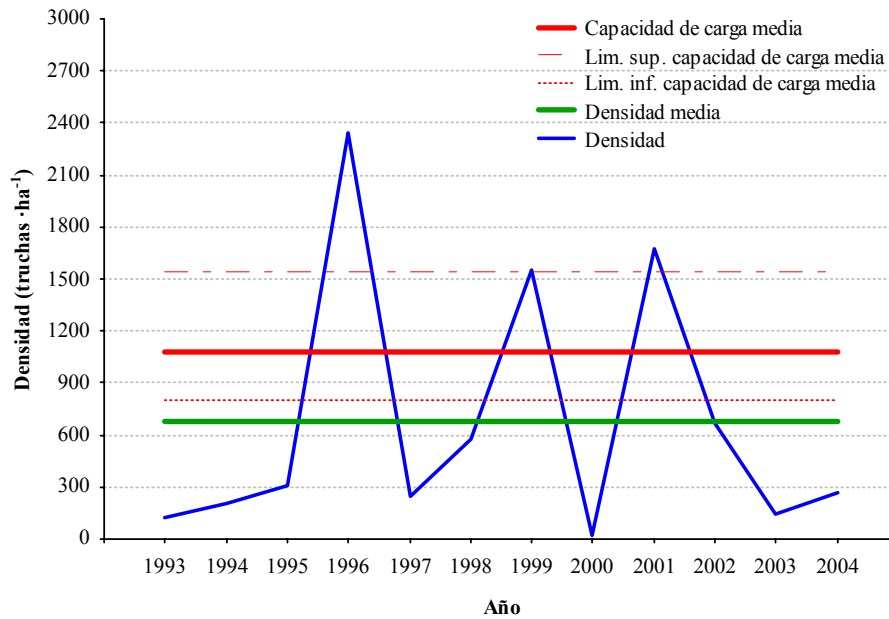
**Figura 5.3.2.33.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Roncal (120) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad del río Eska en Burgui, todas las clases de edad se encuentran por debajo de la capacidad de carga estimada (Tabla 5.3.2.5). Así, la densidad total del tramo es significativamente menor que la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -3.30$ ,  $p < 0.01$ ). Los valores de este parámetro son bajos, ya que tan sólo un promedio del 18.9% de la superficie del tramo es potencialmente útil para las truchas. Aún así, las truchas no utilizan todo el hábitat disponible, especialmente en el caso de las truchas de mayor edad. La relación D/CC total del tramo es del 55%. Así, existen otros factores distintos del hábitat disponible que están limitando la abundancia de truchas e impidiendo que se alcance la capacidad de carga.

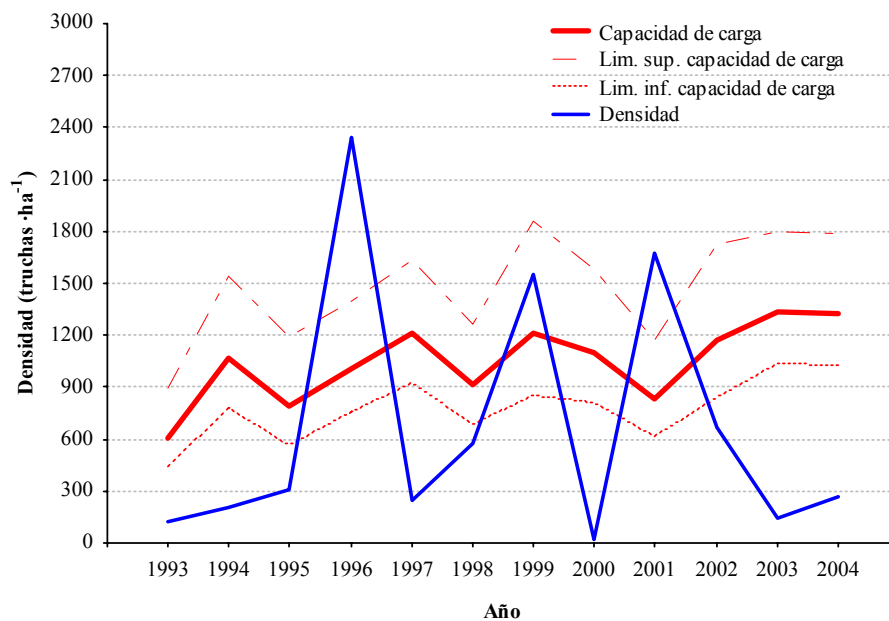
**Tabla 5.3.2.5.** Densidad media, capacidad de carga media y rango de la capacidad de carga (entre paréntesis), en truchas  $ha^{-1}$ , para cada clase de edad en la localidad del río Eska en Burgui (130).

	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	677.4	157.4	48.6	33.8	917.1
Capacidad carga CC	1075.3 (804.2–1537.0)	246.7 (204.3–296.7)	272.9 (247.5–303.1)	104.0 (90.0–122.1)	1669.0 (1344.3–2152.4)
Relación D/CC	63.8	64.8	17.8	32.5	55.0

Las truchas de la clase de edad 0+ presentan una densidad media significativamente inferior a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.92$ ,  $p < 0.05$ ), representando tan sólo el 64% de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.34). La población ha permanecido dentro o incluso por encima de los límites estimados de capacidad de carga en algunos años (1996, 1999 y 2001), pero en la mayor parte del periodo estudiado la densidad ha sido muy inferior a la que podría haber según el hábitat disponible; incluso existen años en los que prácticamente no hubo truchas 0+, como en el año 2000 (Figura 5.3.2.35).

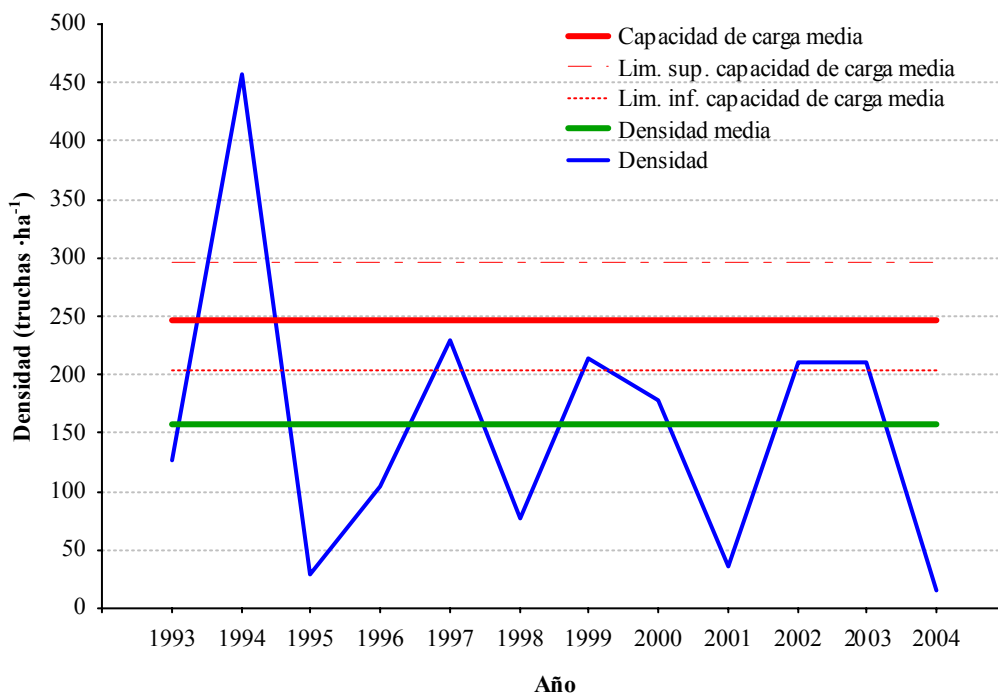


**Figura 5.3.2.34.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burgui (130) del río Eska.

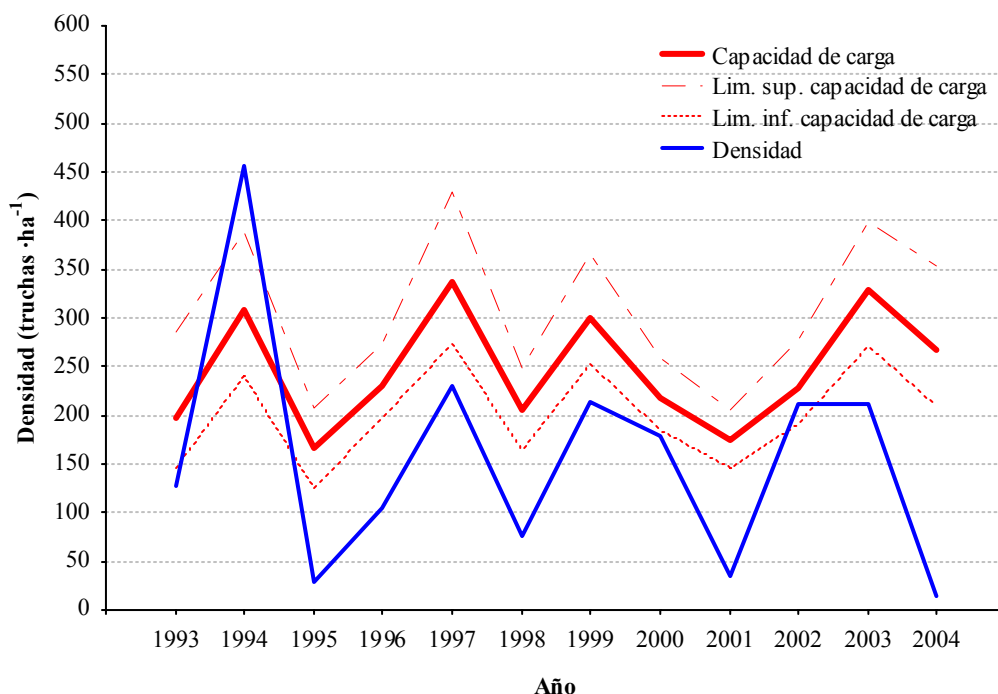


**Figura 5.3.2.35.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Burgui (130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

A pesar de que la población de truchas de edad 1+ es la que se encuentra más cercana a la capacidad de carga estimada para la localidad (relación D/CC del 65%) (Figura 5.3.2.36), la densidad fue significativamente inferior ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.26$ ,  $p < 0.05$ ). La evolución de la densidad anual parece seguir el mismo patrón que la capacidad de carga estimada ( $n=12$ ,  $r=0.65$ ,  $p < 0.05$ ). Sin embargo, la población permanece dentro de los niveles estimados de capacidad de carga únicamente en 1994 y 2002, estando muy por debajo en la mayor parte de los años (Figura 5.3.2.37).

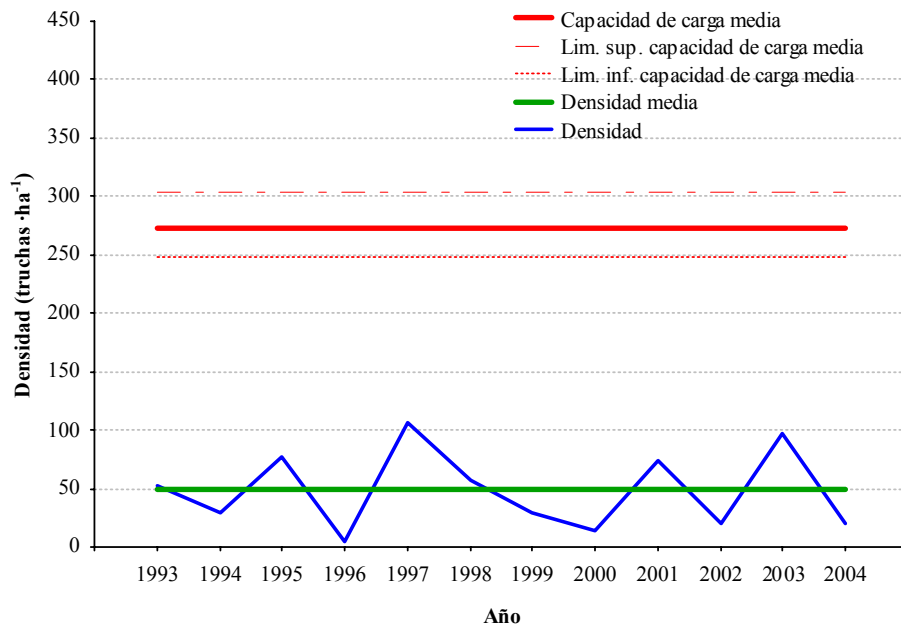


**Figura 5.3.2.36.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burgui (130) del río Eska.

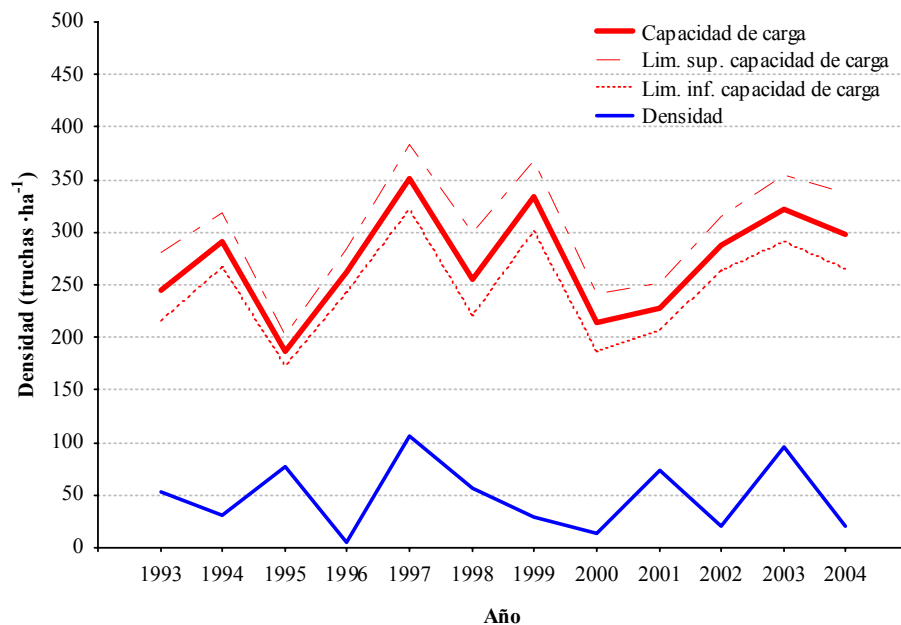


**Figura 5.3.2.37.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Burgui (130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

Las truchas de mayor edad, clases de edad 2+ y superiores, son las que presentan las densidades medias más alejadas de la capacidad de carga estimada, siendo la relación D/CC es de apenas el 18% (Figura 5.3.2.38). Así, la densidad presenta valores significativamente menores que la capacidad de carga ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -12.88$ ,  $p < 0.0001$ ). Analizando la evolución temporal de ambos parámetros, se observa que la densidad anual de truchas 2+ permanece siempre por debajo de los niveles de capacidad de carga estimados (Figura 5.3.2.39).



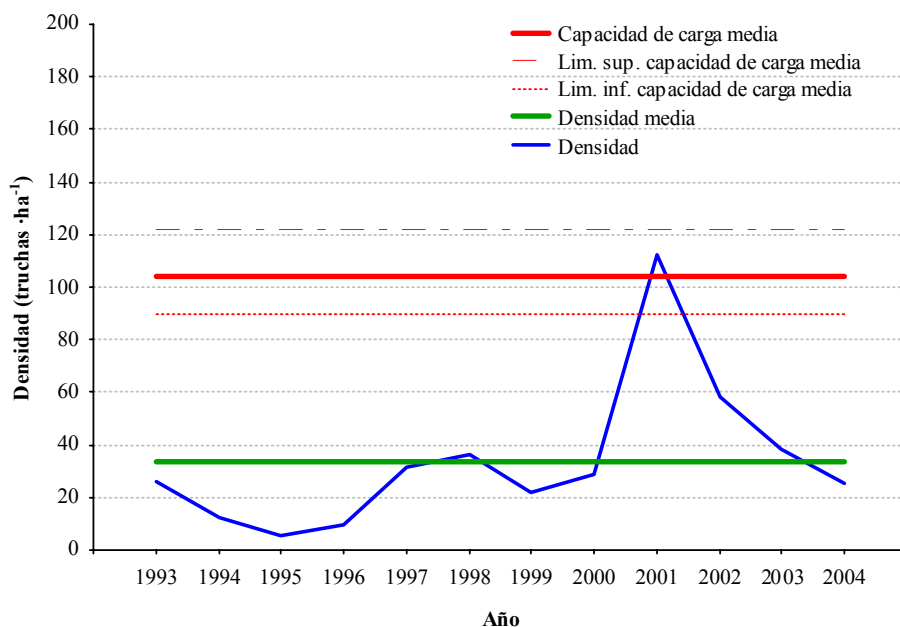
**Figura 5.3.2.38.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burgui (130) del río Eska.



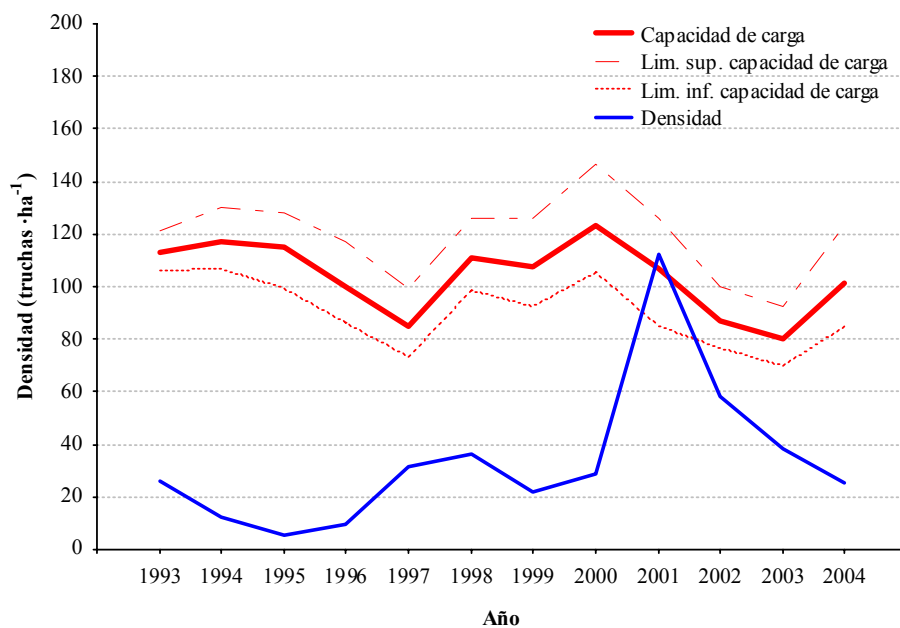
**Figura 5.3.2.39.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Burgui (130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas mayores de 2+ es muy inferior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -7.68$ ,  $p < 0.0001$ ), siendo la relación densidad-capacidad de carga del 32.5% (Figura 5.3.2.40). La densidad anual es muy inferior a la capacidad de carga estimada durante la mayor parte del periodo estudiado, existiendo solamente un año (2001) en el que se encuentra dentro del intervalo estimado para la capacidad de carga (Figura 5.3.2.41).



**Figura 5.3.2.40.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burgui (130) del río Eska.



**Figura 5.3.2.41.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ con relación a la capacidad de carga anual estimada en la localidad del río Eska en Burgui (130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

Los tramos estudiados en la cuenca del río Eska se encuentran dentro de los límites de capacidad de carga estimados a partir del hábitat disponible, salvo la localidad de Burgui (130), situada en la parte baja de la zona de estudio (Tabla 5.3.2.6).

**Tabla 5.3.2.6.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en las localidades estudiadas de la cuenca del Eska durante el periodo de estudio (1993-2004).

	<b>Clase 0+</b>	<b>Clase 1+</b>	<b>Clase 2+</b>	<b>Clase &gt;2+</b>	<b>Total</b>
<b>Isaba (110)</b>	100.0	100.0	97.3	87.6	100.0
<b>Roncal (120)</b>	63.5	100.0	89.8	100.0	91.9
<b>Burgui (130)</b>	64.8	63.8	17.8	32.5	55.0
<b>Belagua (210)</b>	93.0	74.8	87.7	82.6	84.7
<b>Uztárroz (320)</b>	100.0	84.0	92.2	77.4	92.2

La cuenca del río Eska se encuentra muy poco alterada por la acción humana. No existen infraestructuras que puedan generar un grave impacto en las poblaciones de trucha. El número de presas existentes a lo largo del sistema fluvial es mucho menor que en otras cuencas estudiadas, no existiendo ninguna presa infranqueable. El porcentaje de uso agrícola y urbano es reducido, existiendo un progresivo abandono de la agricultura de montaña y una disminución de la presión ganadera. No existen canteras ni minas, y el porcentaje de naves agroindustriales es muy inferior a la media de las cuencas estudiadas. De este modo, las condiciones ambientales y los mecanismos naturales de regulación de las poblaciones son los que van a definir las fluctuaciones de densidad existentes en los distintos tramos estudiados. En la localidad de Burgui (130) las condiciones ambientales, especialmente las temperaturas estivales, van a resultar limitantes. De forma general, en las localidades estudiadas las densidades anuales sufren grandes fluctuaciones, tanto por debajo como por encima de la capacidad de carga estimada a partir del hábitat disponible. Los mecanismos dependientes de la densidad parecen jugar también un papel importante en estas fluctuaciones, especialmente en el caso de las truchas de edad 1+.

En las localidades situadas en cabecera, especialmente en Uztárroz e Isaba, las capacidades de carga estimadas son altas debido a que presentan un mayor porcentaje de hábitat potencialmente útil. En la localidad de Belagua la capacidad de carga estimada resulta adecuada. En ninguna de las localidades de cabecera existen alteraciones que puedan causar descensos graves en la densidad de truchas. Las tres localidades se encuentran en capacidad de carga, presentando por tanto un buen estado de conservación. A medida que se descende en altitud, el río presenta densidades menores por un empeoramiento de las condiciones ambientales y del hábitat.

La densidad media total del tramo en la localidad de Roncal es inferior a la capacidad de carga, aunque se encuentra dentro del rango estimado. La clase de edad 0+ es la que presenta una relación D/CC menor, indicando ciertos problemas en el reclutamiento, aunque se observa también una tendencia general descendente en la densidad de todas las clases de edad, especialmente a partir de 1998.

En la localidad de Burgui, todas las clases de edad presentan densidades por debajo de la capacidad de carga estimada, en especial las truchas de edad 2+ y superior, ambas con una relación D/CC inferior al 33%. Las temperaturas máximas en verano superan los 21°C, no sólo la máxima absoluta sino también la media de las máximas durante tres y siete días consecutivos, hecho que condiciona el normal desarrollo de las truchas, que se encuentran en el límite de su distribución natural. También hay que tener en cuenta los altos caudales que se producen durante los periodos de reproducción y emergencia, que pueden influir de manera negativa en el reclutamiento y afectar a la capacidad de carga total del tramo. La unión de ambos factores puede provocar que el tramo se encuentre por debajo de la capacidad de carga estimada. De este modo, las condiciones ambientales son limitantes, especialmente en verano, impidiendo el normal desarrollo de las truchas, siendo más favorables para otras especies. Este hecho se puede constatar por la abundante presencia de ciprínidos en el tramo.

### Cuenca del río Salazar

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas de la cuenca del Salazar, comenzando por el arroyo de cabecera Zatoia, para comentar a continuación las localidades del río Salazar según se descende en altitud.

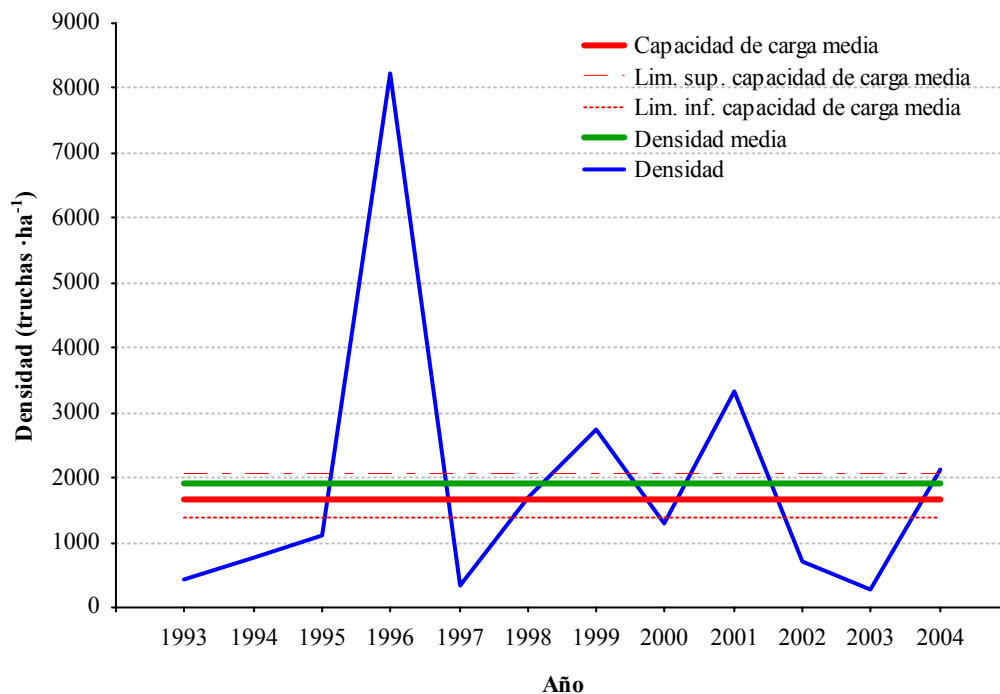
En el río Zatoia, en la localidad de Ochagavía (930) la densidad de todas las clases de edad se encuentra dentro del rango estimado de la capacidad de carga. En consecuencia, la población presenta un buen estado de conservación (Tabla 5.3.2.7).

**Tabla 5.3.2.7.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Zatoia en Ochagavía (930).

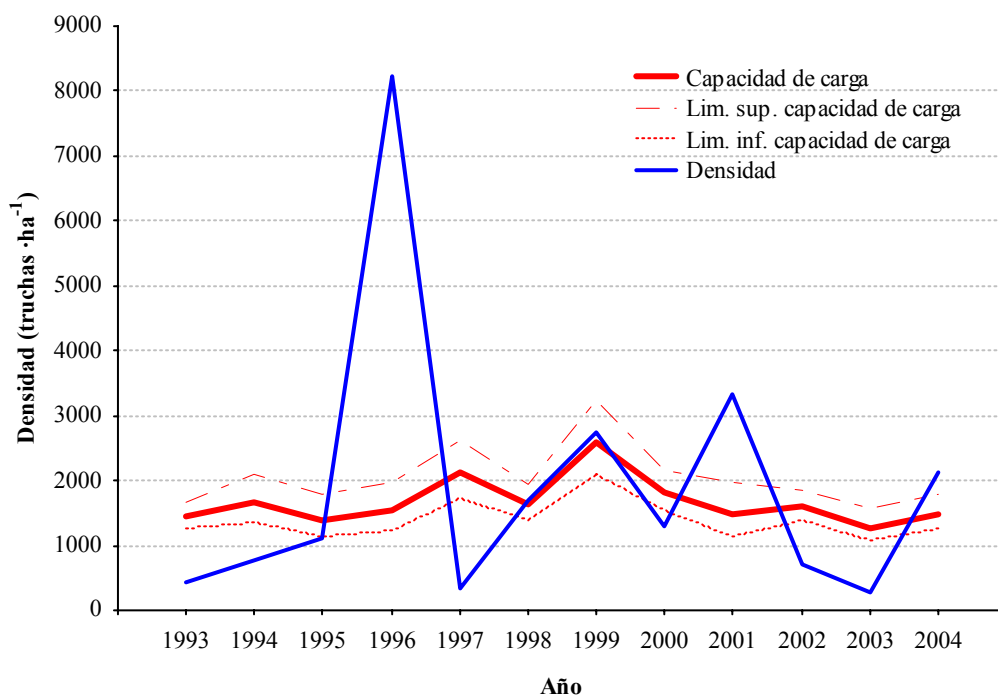
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1922.4	1075.7	504.3	3502.4
Capacidad carga CC	1670.8 (1387–2057)	998.8 (813-1264)	548.6 (433-698)	3218.2 (2633-4019)
Relación D/CC	100.0	100.0	91.9	100.0

A pesar de las buenas condiciones naturales que presenta el río Zatoia, el estudio de hábitat revela que sólo el 30.4% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. En esta localidad las truchas alcanzan un tamaño medio inferior al de las truchas de localidades situadas más abajo en el cauce del río Salazar. En consecuencia, el tamaño medio del territorio para cada clase de edad es menor y, por tanto, existe una mayor proporción relativa de hábitat disponible. Esto motiva que a pesar de que el hábitat potencialmente útil es bajo, la localidad presente una capacidad de carga adecuada para un tramo de estas características.

La densidad media de la clase de edad 0+ es similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.39$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.42). El incremento de la densidad del año 1996, que resulta muy superior al rango de la capacidad de carga, debe considerarse excepcional. La densidad media excluyendo este año es de 1449.5 truchas  $ha^{-1}$ , que es inferior a la capacidad de carga pero se encuentra dentro del rango establecido (Tabla 5.3.2.7). La densidad permanece dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo comprendido entre 1993 y 2004 (Figura 5.3.2.43). Sin embargo, las capacidades de carga estimadas por el modelo en 1996 y 1997 están muy alejadas de las densidades registradas, debido a la explosión demográfica de 1996 y posterior declive en la abundancia. Sin embargo, las fluctuaciones producidas en la densidad de alevines durante el resto del periodo de estudio se encuentran muy asociadas a la capacidad de carga ( $n=10$ ,  $r=0.74$ ,  $p<0.05$ ).

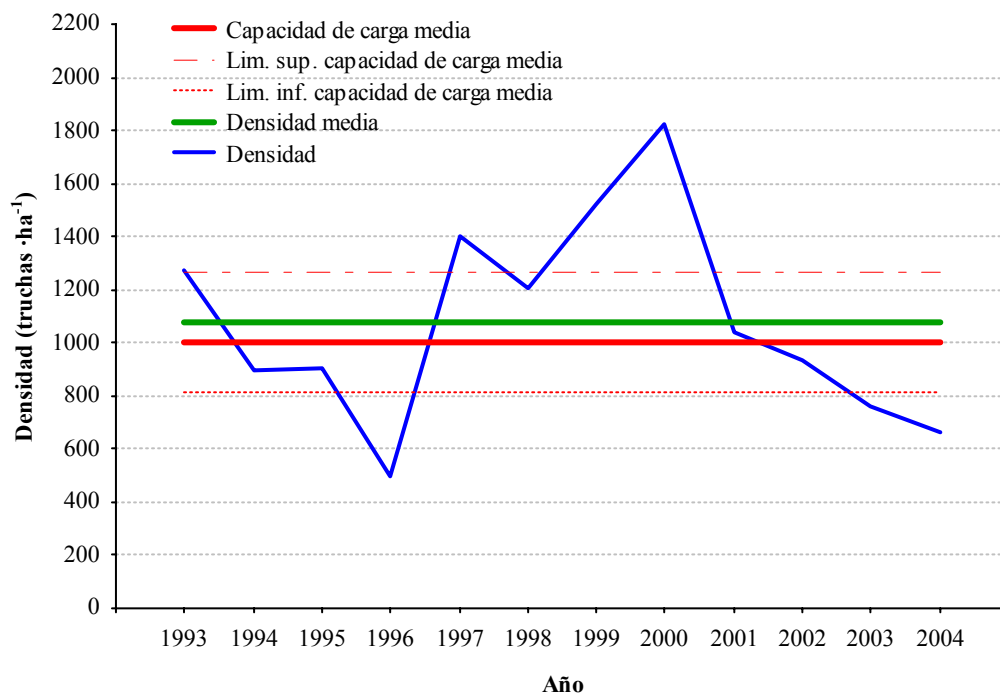


**Figura 5.3.2.42.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ochagavía (930) del río Zatoia.

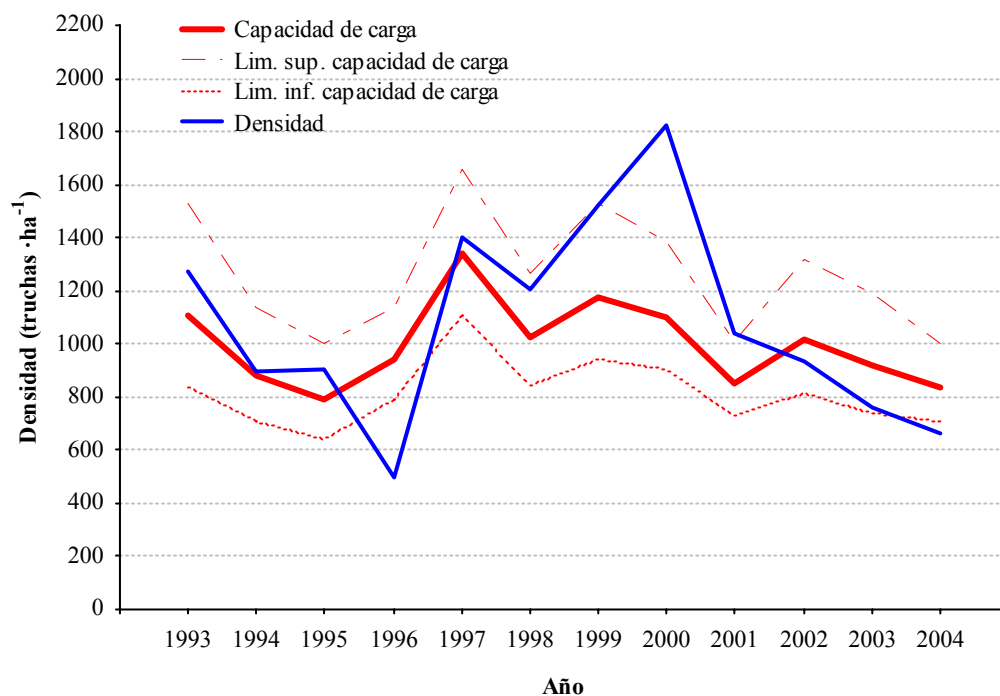


**Figura 5.3.2.43.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Zatoia en Ochagavía (930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la clase de edad 1+, la densidad media es también muy similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.64$ ,  $p>0.05$ ), de manera que no parece presentar ningún tipo de alteración en relación a su abundancia (Figura 5.3.2.44). La densidad anual permanece dentro del rango estimado de la capacidad de carga en todos los años estudiados, salvo en 1996 y 2000 donde la variable se distanció ligeramente de los valores de capacidad de carga. Esto se hace evidente en la Figura 5.3.2.45, donde se observa que los patrones temporales de la densidad y de la capacidad de carga son similares ( $n=10$ ,  $r=0.71$ ,  $p<0.05$ ). En consecuencia, el hábitat disponible parece ser uno de los principales factores que determinan la densidad de truchas de la clase de edad 1+.

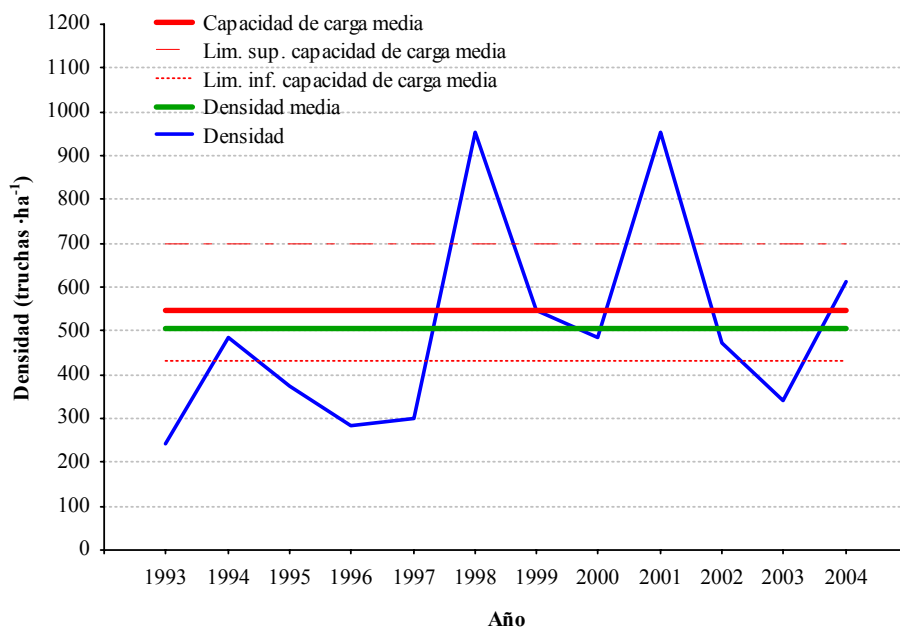


**Figura 5.3.2.44.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ochagavía (930) del río Zatoia.

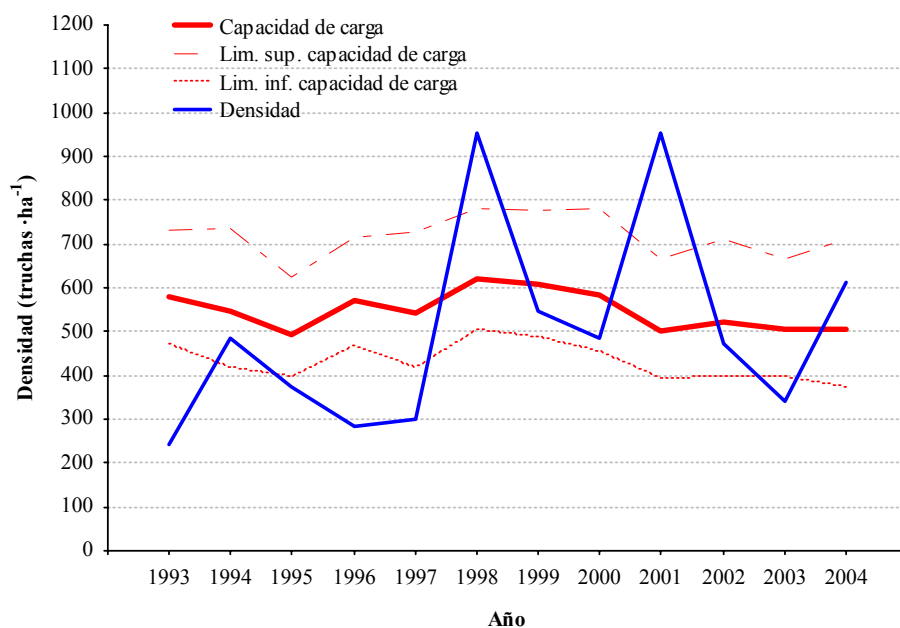


**Figura 5.3.2.45.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Zatoia en Ochagavía (930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Por último, la densidad de las truchas de clases de edad superiores a 1+ también se asimiló a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.63$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC del 92% (Figura 5.3.2.46). Sin embargo, el patrón de variación temporal de ambas variables no se encuentra relacionado ( $n=12$ ,  $r=0.14$ ,  $p > 0.05$ ). El descenso en la densidad observado en los años 1993, 1996 y 1997 hace que este parámetro se distancie del rango de la capacidad de carga. En cambio, en 1998 y 2001 se produce un aumento de la densidad que supera el rango establecido (Figura 5.3.2.47).



**Figura 5.3.2.46.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo estudiado (1993 a 2004) en la localidad de Ochagavía (930) del río Zatoia.



**Figura 5.3.2.47.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Zatoia en Ochagavía (930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En el río Salazar, en la localidad de Eskaroz (710), la densidad media de todas las clases de edad se encuentra dentro del rango de capacidad de carga estimado, salvo la de las truchas de clase de edad 1+ que se sitúa ligeramente por debajo (Tabla 5.3.2.8). En el caso de las truchas de clases de edad 0+ y superiores a 1+, la densidad media del periodo estudiado es incluso algo superior a la capacidad de carga media, aunque sin superar el límite superior del rango establecido. En consecuencia, la densidad media total del tramo tiene un valor prácticamente idéntico a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22}=0.02$ ,  $p>0.05$ ).

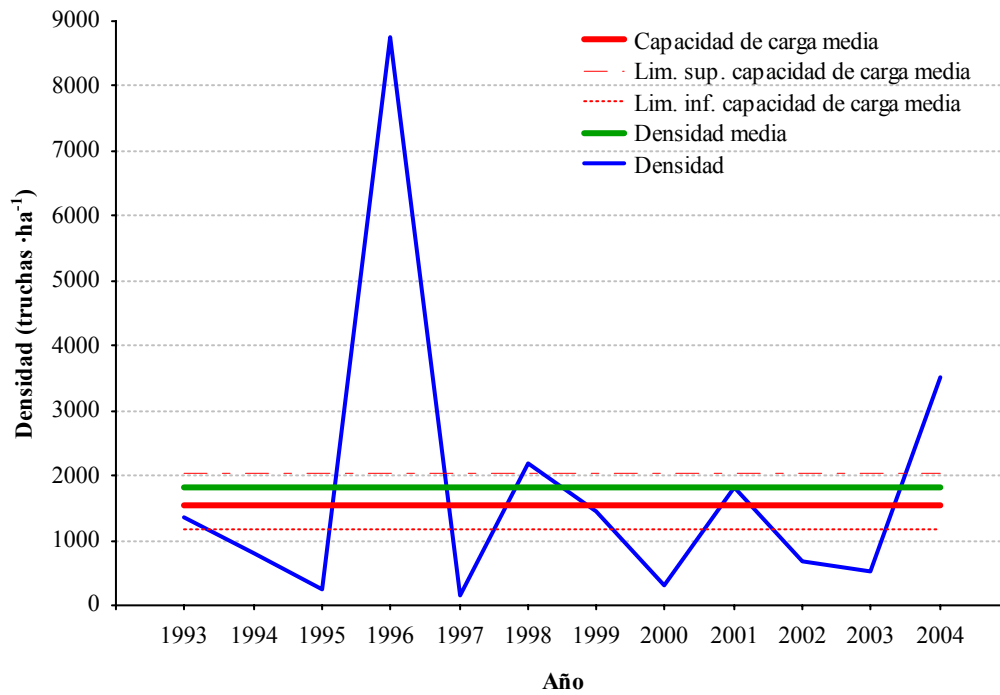
**Tabla 5.3.2.8.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Salazar en Eskaroz (710).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1816.4	1359.3	669.2	3845.0
Capacidad carga CC	1529.1 (1179-2047)	1694.5 (1400-2107)	607.5 (477-814)	3830.7 (3057-4967)
Relación D/CC	100.0	80.2	100.0	100.0

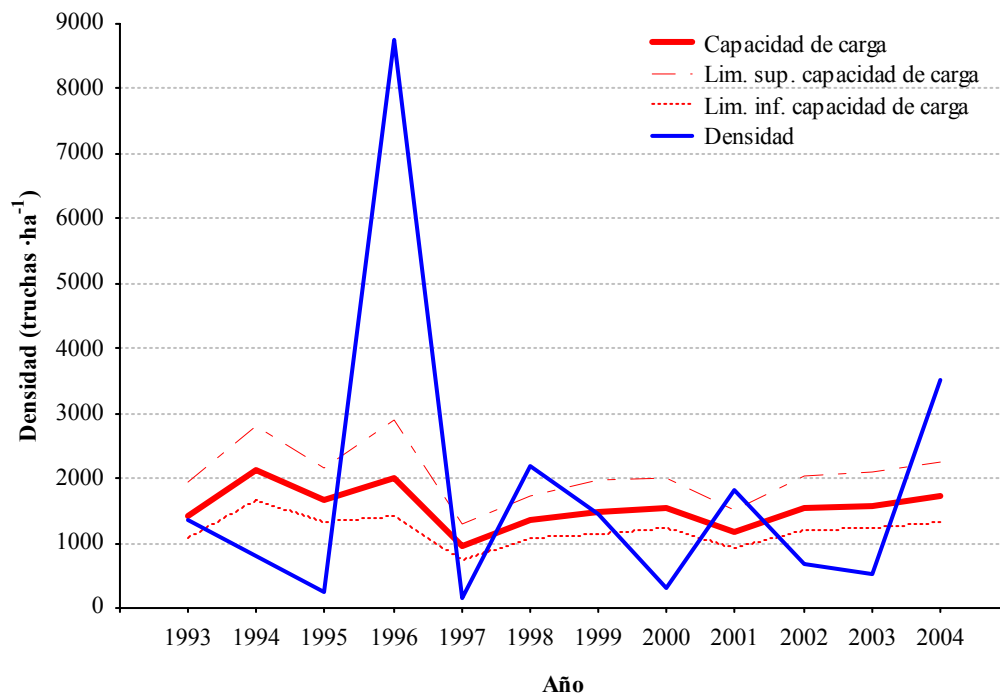
El estudio del hábitat revela que el 54% del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, siendo el valor más elevado de todas las localidades estudiadas de la cuenca del Salazar. Las características del hábitat resultan especialmente adecuadas para las truchas de clase de edad 1+, de manera que la capacidad de carga estimada para esta clase de edad es superior al resto de clases consideradas.

La densidad media de la clase de edad 0+ es similar a la capacidad de carga media, aunque el valor de la primera es levemente superior (t de Student,  $t_{1,22}=0.41$ ,  $p>0.05$ ). Del mismo modo que en la localidad estudiada del río Zatoia, en 1996 se produce un incremento muy notable del reclutamiento que puede producir esta ligera superación de la capacidad de carga media. De hecho, si se excluye este valor del análisis, la densidad media se reduce a 952.1 truchas  $ha^{-1}$ , valor inferior a la capacidad de carga media y ligeramente por debajo del rango estimado (Figura 5.3.2.48). En esta localidad también existen oscilaciones temporales de la densidad de las truchas de edad 0+ (Figura 5.3.2.49), que parecen independientes de las fluctuaciones en la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.34$ ,  $p>0.05$ ).



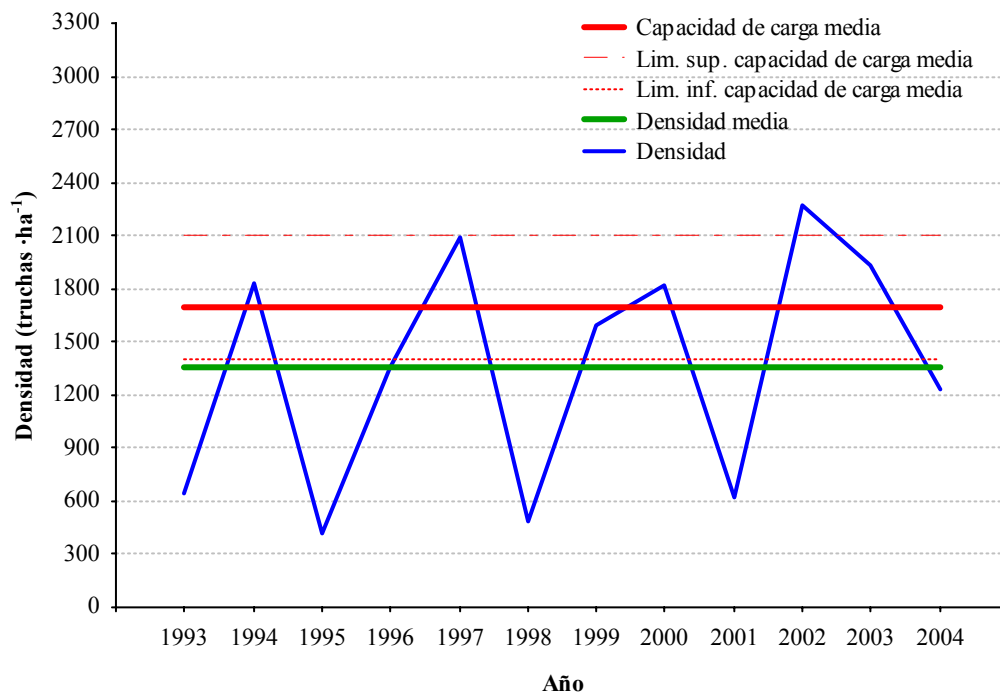


**Figura 5.3.2.48.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar.

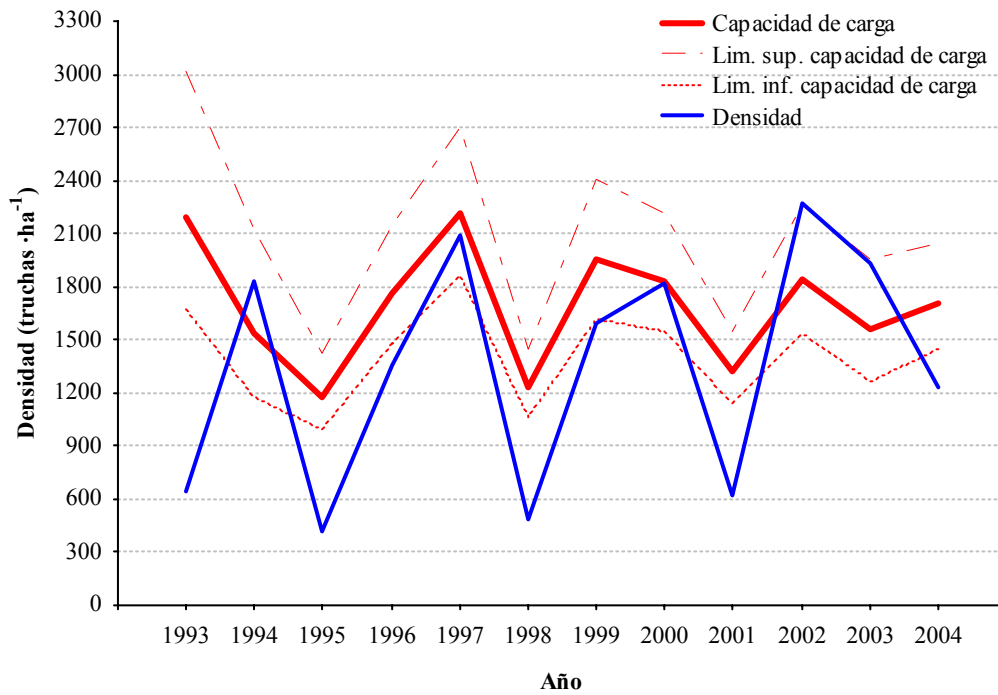


**Figura 5.3.2.49.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de la clase de edad 1+ es menor que el rango estimado de la capacidad de carga (relación D/CC del 80%) (Figura 5.3.2.50). No obstante, el contraste de medias no reveló la existencia de diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.55$ ,  $p > 0.05$ ). En la Figura 5.3.2.51 se observa que el patrón de evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga es muy similar, presentando las mismas oscilaciones durante el periodo estudiado ( $n=12$ ,  $r=0.79$ ,  $p < 0.01$ ). Por tanto, los descensos observados de la densidad coinciden con años en los que existe un menor hábitat disponible. Aún así, la densidad fue inferior al rango de la capacidad de carga en cuatro años (1993, 1995, 1998 y 2001), de manera que la densidad media de la serie estudiada se aleja de la capacidad de carga media.

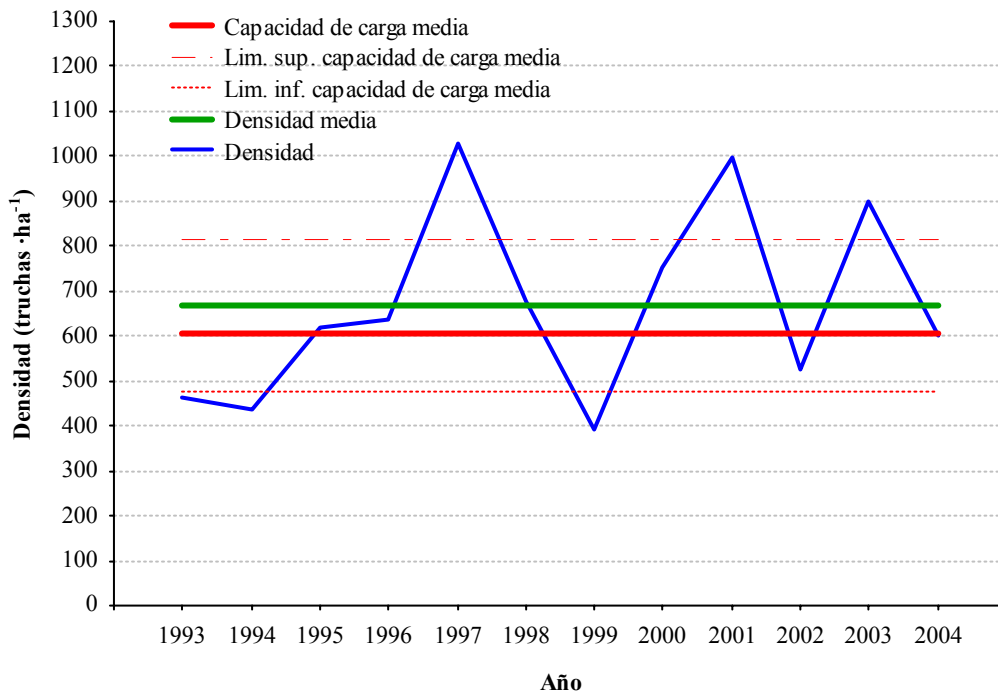


**Figura 5.3.2.50.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar.

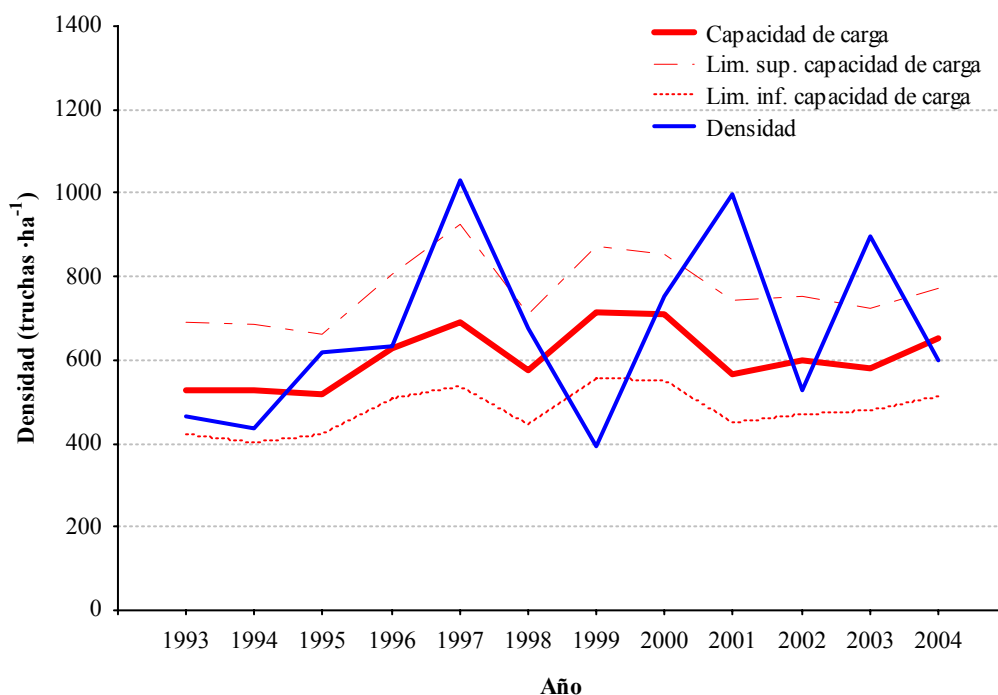


**Figura 5.3.2.51.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad de las truchas de edad superior a 1+ alcanza un valor similar aunque ligeramente superior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.96$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.52). La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo considerado (Figura 5.3.2.53).



**Figura 5.3.2.52.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar.



**Figura 5.3.2.53.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Eskaroz (710) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

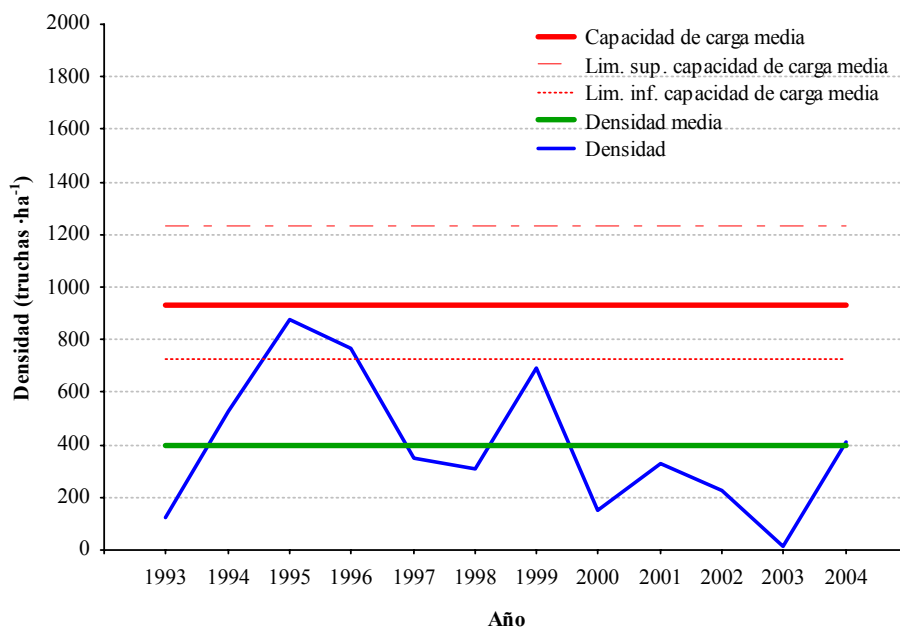
En la localidad de Güesa (720) la densidad media de todas las clases de edad y, por tanto, la densidad total media del tramo, se encuentran muy por debajo de la capacidad de carga media, especialmente las truchas de edades superiores a 1+ (Tabla 5.3.2.9). La relación D/CC media total del tramo es de apenas 31.5% y de tan solo 15.1% en las truchas de clase de edad superior a 1+.

**Tabla 5.3.2.9.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Salazar en Güesa (720).

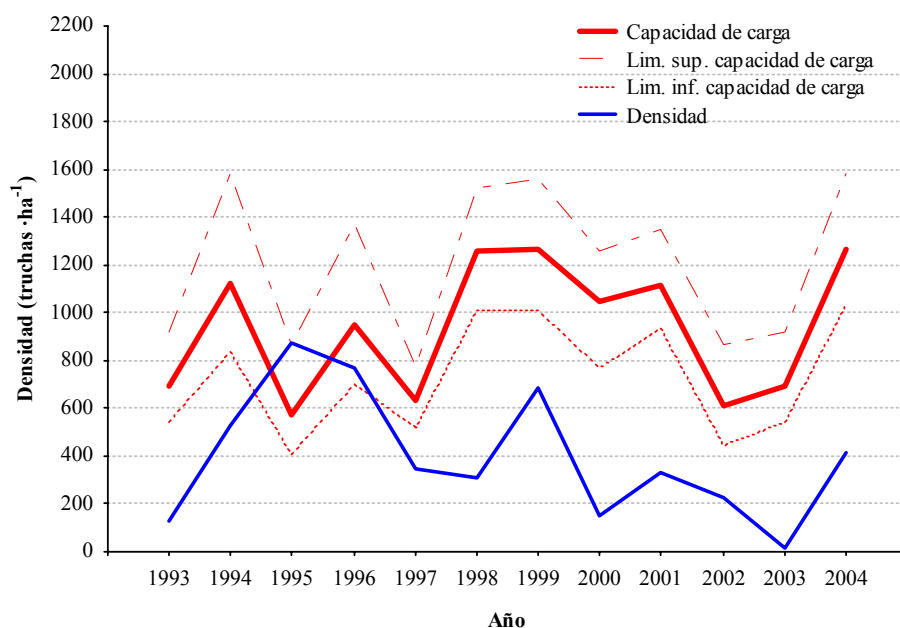
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	398.0	259.6	98.2	728.9
Capacidad carga CC	934.6 (724-1231)	705.8 (574-891)	647.0 (504-852)	2287.4 (1802-2974)
Relación D/CC	43.7	30.0	12.9	30.1

El estudio del hábitat revela que el 39.5% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. El tramo presenta una zona de pozas de gran tamaño y profundidad, por lo que existe un hábitat muy adecuado para las truchas de mayor tamaño.

La densidad media de la clase de edad 0+ durante el periodo de estudio representa un 44% de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.54), situándose significativamente por debajo de su rango ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -4.80$ ,  $p < 0.0001$ ). El análisis de la evolución temporal de los parámetros estudiados muestra que, en casi todos los años, la densidad permanece por debajo del rango de la capacidad de carga. En los años 1995 y 1996 se produce un aumento notable del reclutamiento, de manera que la densidad se situó dentro del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.55).

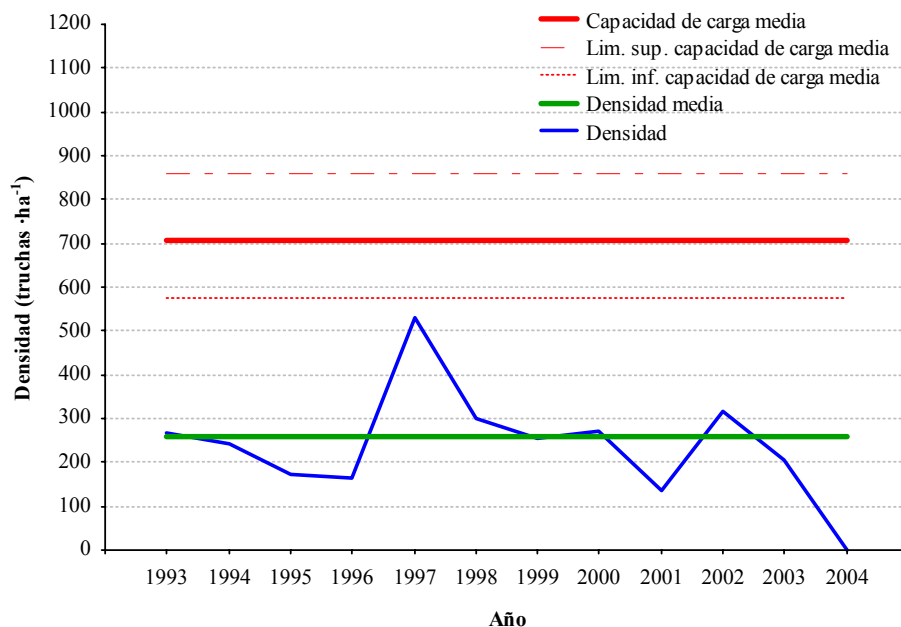


**Figura 5.3.2.54.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Güesa (720) del río Salazar.

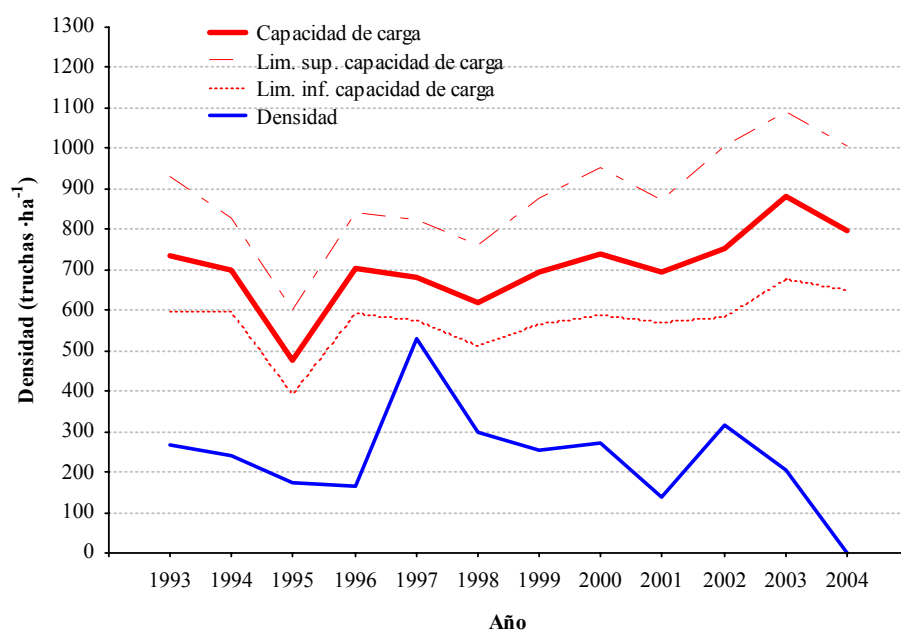


**Figura 5.3.2.55.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Güesa (720) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de clase de edad 1+ también se encuentra muy por debajo de la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -10.20$ ,  $p < 0.0001$ ), representando tan solo el 30% de ésta (Figura 5.3.2.56). El análisis de la evolución temporal de la densidad  $d$  muestra que en ningún año del periodo estudiado la densidad alcanza el rango de la capacidad de carga, ni siquiera en los años posteriores a los incrementos del reclutamiento antes comentados (Figura 5.3.2.57).

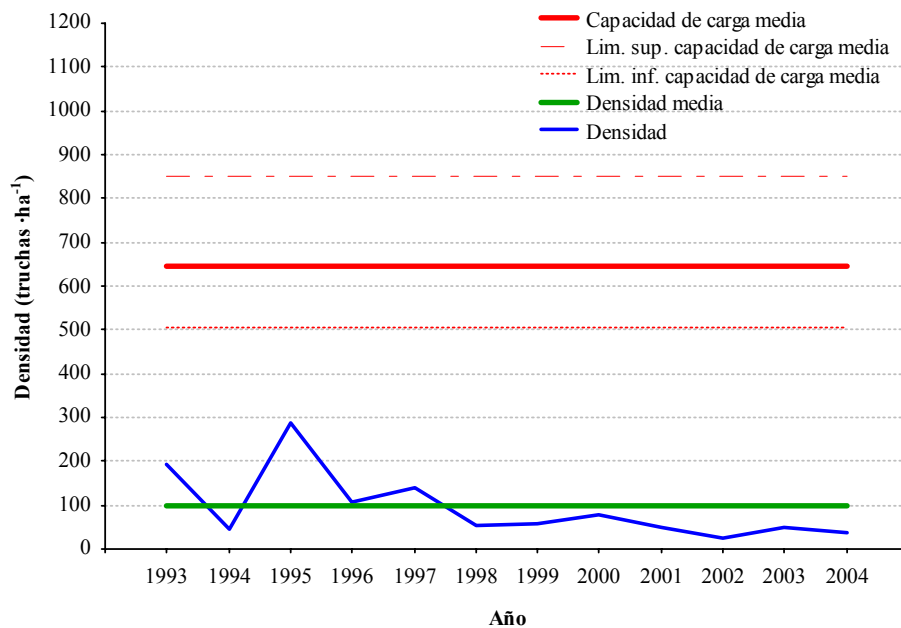


**Figura 5.3.2.56.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Güesa (720) del río Salazar.

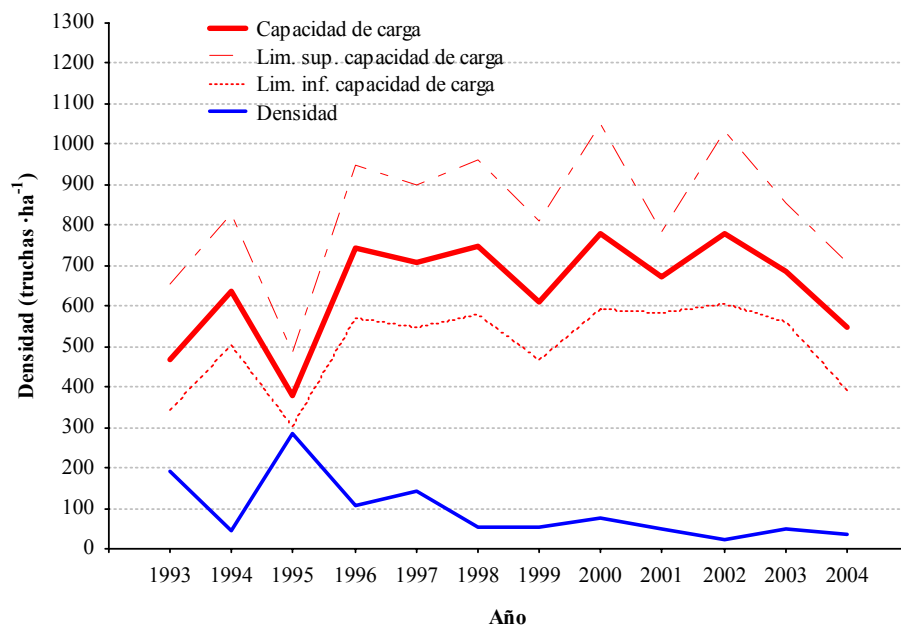


**Figura 5.3.2.57.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Güesa (720) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

El patrón observado en las truchas de clases de edad 0+ y 1+ se exagera aún más en las clases de edad superiores a 1+, donde el efecto de las limitaciones en las condiciones ambientales del tramo se hace más notable ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -12.92$ ,  $p < 0.0001$ ). De este modo, la densidad media representa tan solo el 15% de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.58). Como se aprecia en la Figura 5.3.2.59, en ningún año de la serie estudiada la densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga, permaneciendo en general muy por debajo de éste.



**Figura 5.3.2.58.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Güesa (720) del río Salazar.



**Figura 5.3.2.59.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Güesa (720) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

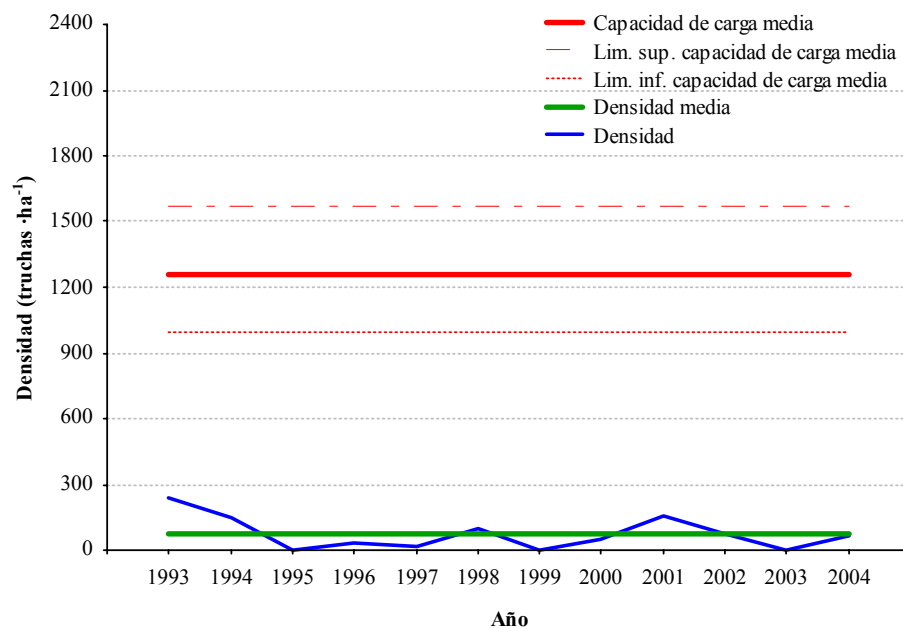
En la localidad de Aspurz (740), situada en el tramo bajo del río, las densidades medias por clases de edad y total representan menos del 5% de la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.10).

**Tabla 5.3.2.10.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Salazar en Aspurz (740).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	96.2	21.1	32.4	142.3
Capacidad carga CC	1255.7 (995-1574)	470.7 (424-529)	754.0 (613-912)	2480.4 (2032-3015)
Relación D/CC	5.1	2.7	3.6	4.1

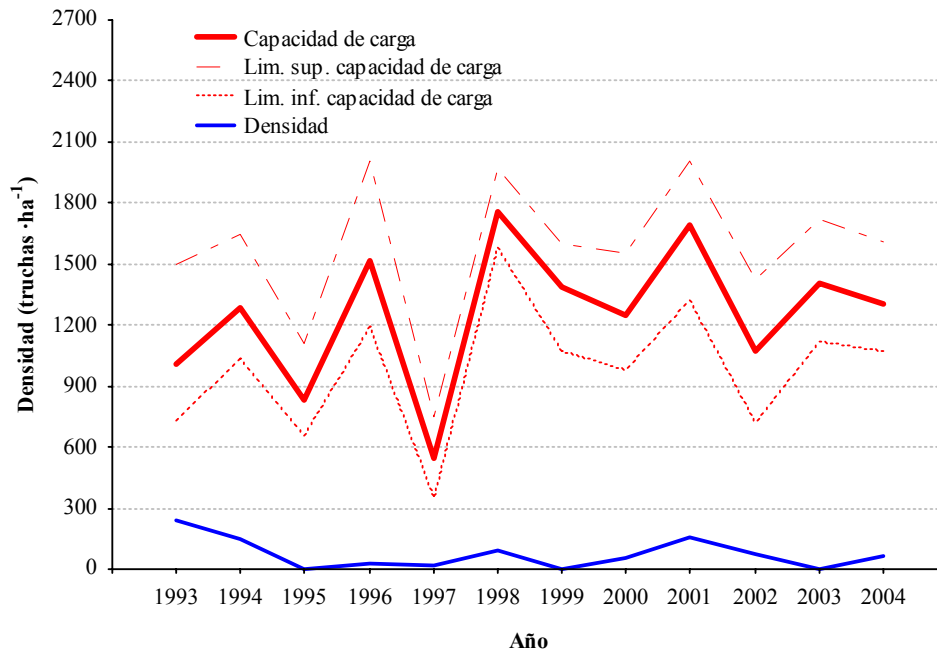
El estudio del hábitat revela que el 50% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, especialmente para las truchas de mayor tamaño. Así, la existencia de una gran poza de elevada profundidad, zona importante de refugio, proporciona un hábitat muy adecuado para las truchas de gran tamaño.

En la Figura 5.3.2.60 se puede observar la gran diferencia entre la densidad media de las truchas 0+ y la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -11.52$ ,  $p < 0.0001$ ), cuya relación es de apenas un 5.1%. Por otra parte, la densidad se encuentra muy por debajo del rango de la capacidad de carga en todos los años de la serie estudiada (Figura 5.3.2.61).



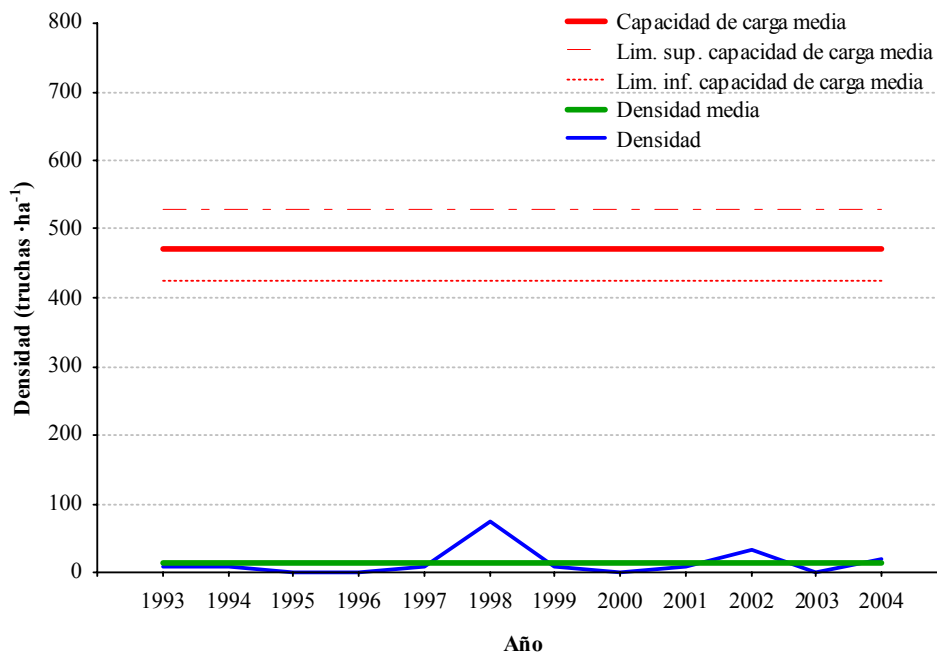
**Figura 5.3.2.60.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Aspurz (740) del río Salazar.



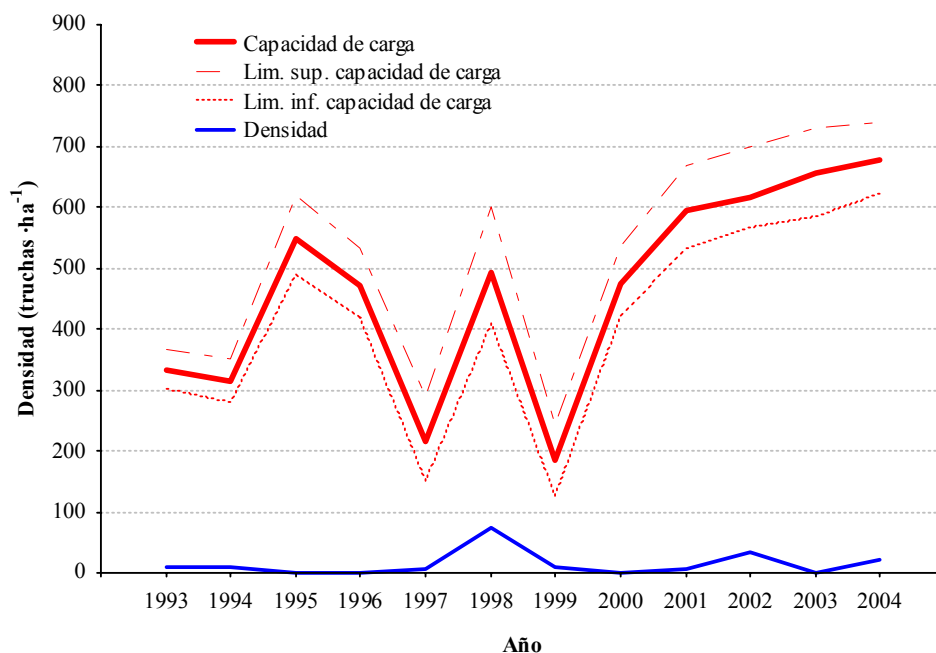


**Figura 5.3.2.61.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Aspuz (740) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de clase de edad 1+ alcanza un valor muy bajo en esta localidad. La relación D/CC es también muy baja, con un valor medio de 2.7%. La densidad media se encuentra, por tanto, significativamente por debajo del rango de la capacidad de carga en todos los años de estudio (t de Student,  $t_{1,22} = -9.22$ ,  $p < 0.0001$ ) (Figuras 5.3.2.62 y 5.3.2.63).

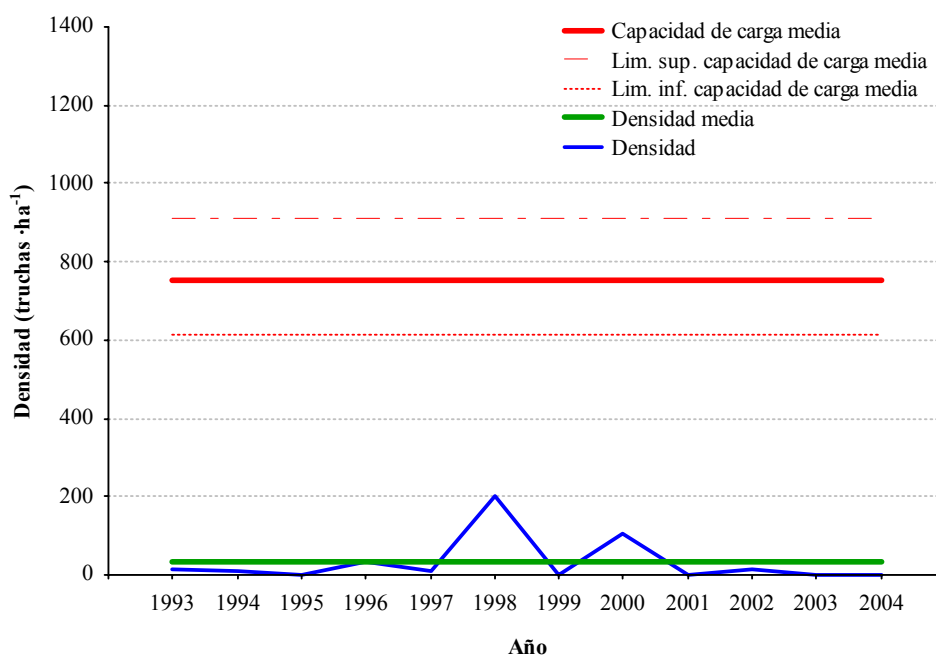


**Figura 5.3.2.62.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Aspuz (740) del río Salazar.

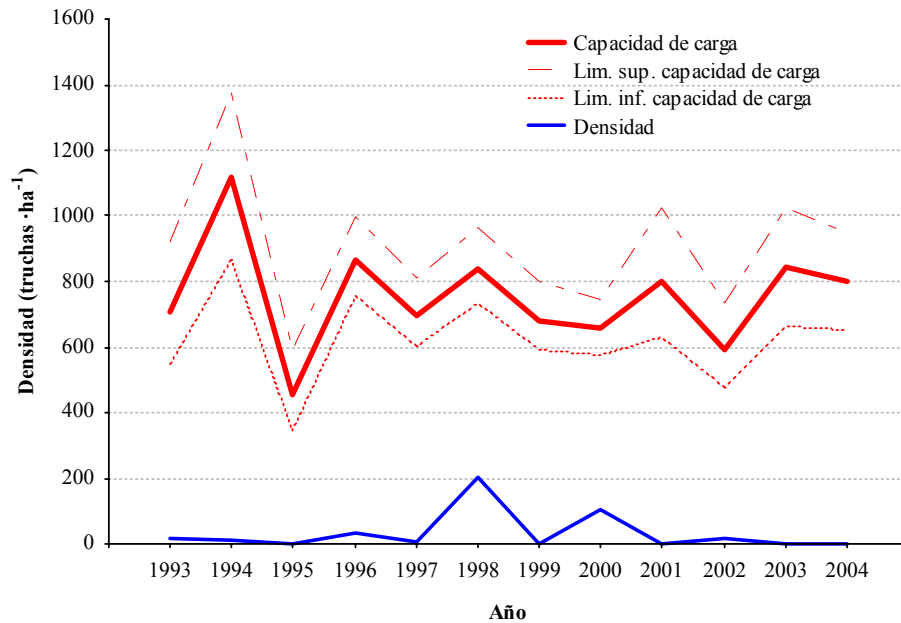


**Figura 5.3.2.63.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Aspurz (740) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En las truchas de clases de edad superiores a 1+ se observa un patrón parecido al descrito para el resto de la población, de manera que la relación D/CC es de apenas un 3.6%. La densidad anual alcanza valores bastante inferiores al rango de capacidad de carga durante todo el periodo estudiado ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -14.10$ ,  $p < 0.0001$ ) (Figuras 5.3.2.64 y 5.3.2.65).



**Figura 5.3.2.64.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Aspurz (740) del río Salazar.



**Figura 5.3.2.65.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Aspurz (740) del río Salazar durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En resumen, en la cuenca del Salazar existe una gran diferencia en el estado que presenta la población de truchas entre las localidades situadas en la cabecera de la cuenca y las situadas en los tramos medio y bajo (Tabla 5.3.2.11).

**Tabla 5.3.2.11.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Salazar durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	Clase 0+	Clase 1+	Clase >1+	Total
<b>Eskaroz (710)</b>	100.0	80.2	100.0	100.0
<b>Güesa (720)</b>	43.7	30.0	12.9	30.1
<b>Aspurz (740)</b>	5.1	2.7	3.6	4.1
<b>Ochagavía (930)</b>	100.0	100.0	91.9	100.0

En las localidades situadas en la cabecera de la cuenca, Eskaroz (710) en el río Salazar y Ochagavía (930) en el río Zatoia, las poblaciones se encuentran en buen estado de conservación, permaneciendo las densidades medias de todas las clases de edad dentro del rango de la capacidad de carga media. Las capacidades de carga estimadas resultan adecuadas para tramos de estas características, no presentando ninguno de ellos impactos que puedan provocar un descenso en la densidad de truchas, por lo que éstas utilizan todo el hábitat potencialmente útil. De este modo, la relación D/CC total del tramo es del 100%.

Sin embargo, según se desciende hacia tramos situados a menores altitudes, las condiciones ambientales se vuelven limitantes. De este modo, en la localidad de Güesa (720), las condiciones adversas que aparecen durante el periodo estival con temperaturas muy elevadas, donde se alcanzan valores máximos superiores a 23 °C y la máxima temperatura media durante tres y siete días consecutivos supera los 21 °C, y bajos niveles de oxígeno disuelto, provocan que exista un número de truchas inferior al que el río podría albergar por el hábitat disponible. La localidad se encuentra en el límite de la distribución natural de la trucha y se empieza a producir un incremento en la abundancia de otras especies, fundamentalmente de ciprínidos. Así, la relación D/CC total del tramo se reduce a un 30%. A pesar de que existe un hábitat adecuado para albergar truchas de mayor tamaño, las clases de edad superiores a 1+ son las que presentan una menor relación D/CC, lo que puede ser debido a la elevada tasa de explotación por pesca deportiva, con un valor superior al 35%.

Finalmente, la localidad de Aspurz (740) es la que presenta unas densidades menores, lo que indica que las condiciones ambientales son muy desfavorables para mantener una población estable de truchas y pone de manifiesto que en esta localidad la trucha se encuentra fuera de su área natural de distribución. De hecho, la relación D/CC total del tramo es de apenas un 4%. Las condiciones ecológicas del tramo resultan por tanto más adecuadas para los requerimientos de otras especies cuya abundancia en la localidad es muy elevada. Existen además otros factores que agravan esta situación. Al situarse la localidad en el tramo bajo, los caudales existentes durante los periodos de freza y emergencia de los alevines son muy elevados, provocando una disminución en el reclutamiento. Además, la presencia de numerosas presas, muchas de ellas infranqueables, limita la dispersión y los movimientos migratorios reproductivos hacia tramos más altos.

### **Cuenca del río Areta**

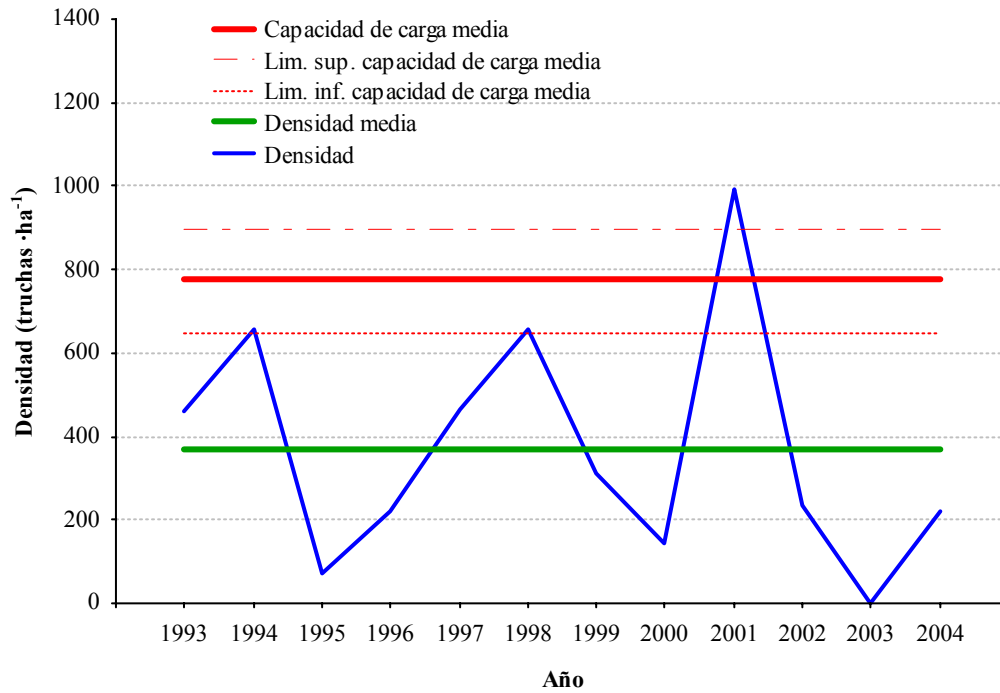
En la Tabla 5.3.2.12 se aprecia que la densidad de todas las clases de edad se encuentran por debajo de la capacidad de carga estimada en el río Areta. En todos los casos la densidad media es inferior al rango de la capacidad de carga media. Así, la densidad total del tramo es significativamente inferior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -4.20$ ,  $p < 0.001$ ). La clase de edad 0+ es la que muestra una relación densidad-capacidad de carga menor, del 47.6% en promedio, mientras que las clases de edad superiores a 1+ son las que presentan un mejor estado de conservación, siendo la relación D/CC media del 73.5%. Como resultado, la relación D/CC total del tramo es baja (55.9%), debido principalmente a los problemas existentes en el reclutamiento.

**Tabla 5.3.2.12.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Areta en Ongoz (1010).

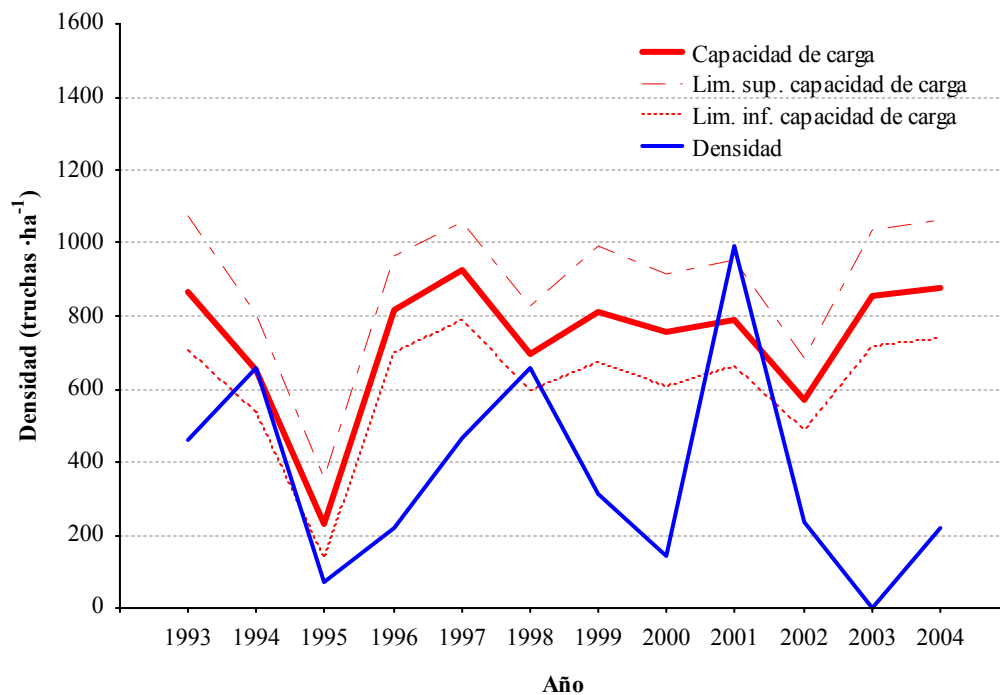
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	369.9	176.6	192.7	739.1
Capacidad carga CC	777.6 (649.4-895.0)	281.9 (238.1-340.7)	262.0 (200.1-329.1)	1321.6 (1087.6-1564.8)
Relación D/CC	47.6	62.6	73.5	55.9

El estudio del hábitat revela que tan sólo el 15% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe a la escasa profundidad del tramo, 18.1 cm en promedio con un 60% de la superficie total con profundidades inferiores a 15 cm. Además, el 58% de la superficie total del tramo corresponde a zonas sin refugio. Así, el hábitat disponible resulta muy escaso, especialmente para las truchas de mayor edad y tamaño, resultando más adecuado para las truchas de menor edad. Por este motivo, la capacidad de carga estimada para las truchas de clase de edad 0+ es la más elevada de todas las clases de edad consideradas. Aún así, las capacidades de carga estimadas tanto por clases de edad como para el total del tramo son bajas. Sin embargo, las densidades existentes son aún menores y las truchas no utilizan todo el hábitat disponible, en especial las de la clase de edad 0+. Esto último probablemente se deba a las condiciones ambientales extremas que se producen en verano en este río. El escaso caudal circulante durante el periodo estival (media 0.071 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> durante el periodo estudiado) unido a las altas temperaturas que se producen, provocan que se registren temperaturas máximas del agua superiores a 25 °C. Durante el periodo de estudio, la temperatura máxima media durante siete días consecutivos alcanzada en verano fue de 21.7 °C grados, mientras que la temperatura máxima media durante treinta días consecutivos fue de 20.3 °C. A estas temperaturas, la concentración de oxígeno disuelto sufre un fuerte descenso. Esto genera unas condiciones ambientales muy restrictivas para el desarrollo de las truchas. Por tanto, las condiciones ambientales en verano pueden ser limitantes en este caso, provocando que la población de truchas se encuentre por debajo de la capacidad de carga estimada. Además, las alteraciones mencionadas parecen repercutir de modo más severo sobre las truchas de menor edad.

De este modo, la densidad media de las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ es muy inferior al rango de la capacidad de carga (t de Student,  $t_{1,22} = -4.19$ ,  $p < 0.001$ ), con una relación D/CC de tan solo 47.6%. La densidad anual estuvo dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en los años en los que hubo un incremento muy notable del reclutamiento (1994, 1998 y 2001) (Figuras 5.3.2.66 y 5.3.2.67). Probablemente en estos años se registraron unas condiciones ambientales menos limitantes y más favorables para las truchas de pequeño tamaño.

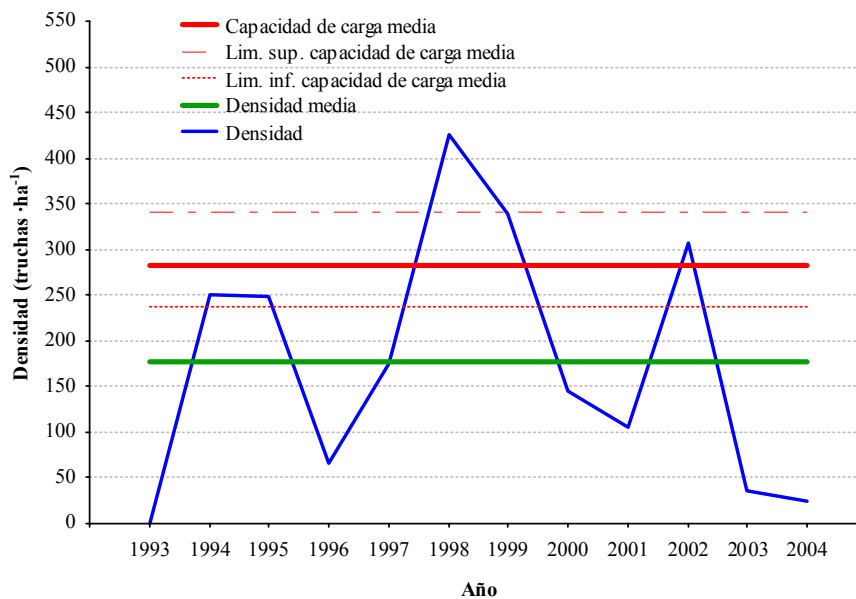


**Figura 5.3.2.66.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta.

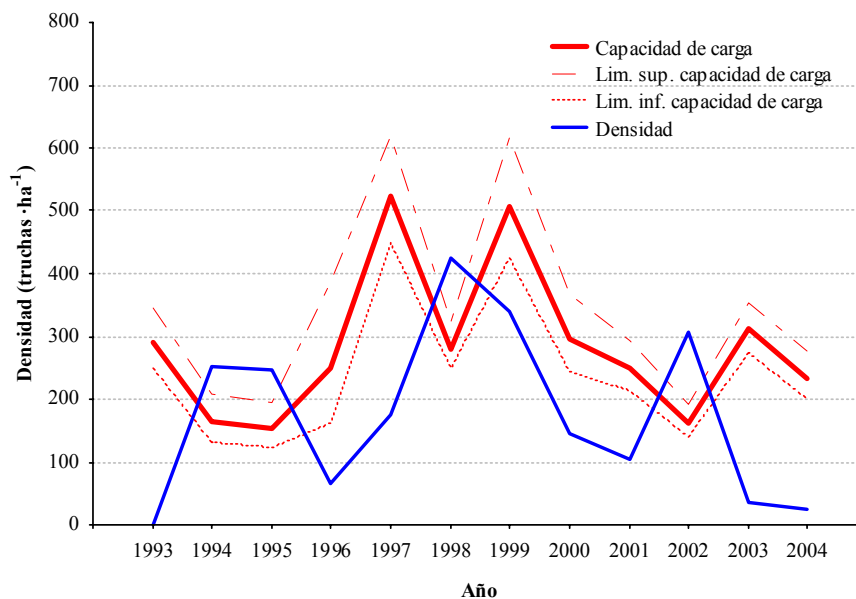


**Figura 5.3.2.67.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de la clase de edad 1+ es también inferior a la capacidad de carga media del tramo, representando tan solo el 63% de ésta (Figura 5.3.2.68). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre la densidad y capacidad de carga medias ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.93$ ,  $p > 0.05$ ) dada la gran variabilidad de ambos parámetros. En la Figura 5.3.2.69 se aprecia que en los años 1994, 1995, 1998 y 2002 la densidad de la clase de edad 1+ se acerca al rango de la capacidad de carga, situándose incluso ligeramente por encima de éste. El resto de años la densidad permanece por debajo del rango estimado, con años como 1993, 2003 ó 2004 en los que se registraron densidades extremadamente bajas.

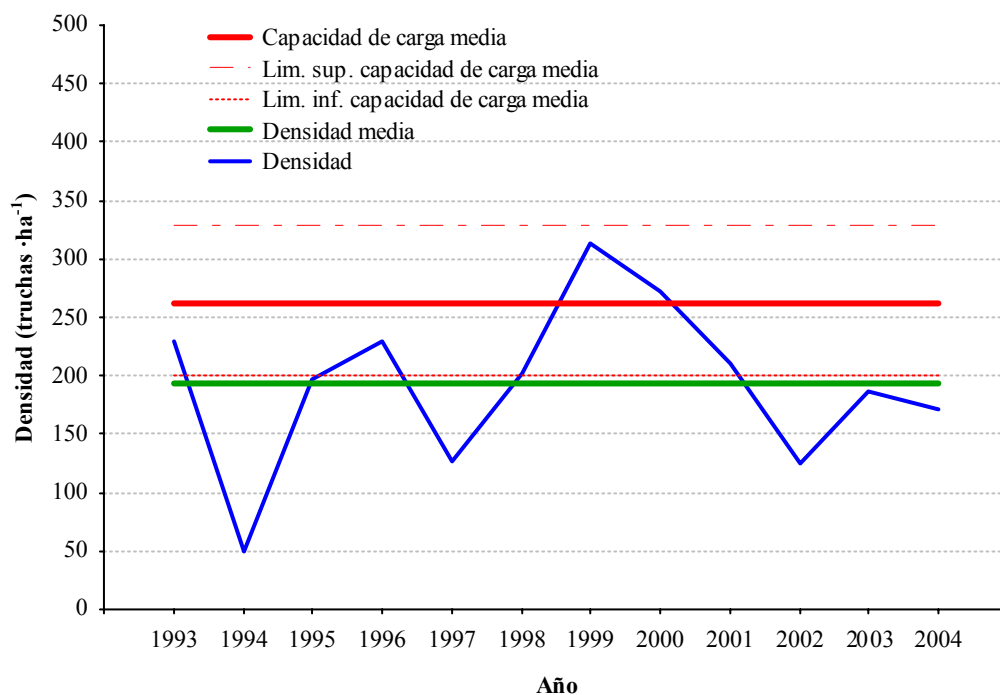


**Figura 5.3.2.68.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta.



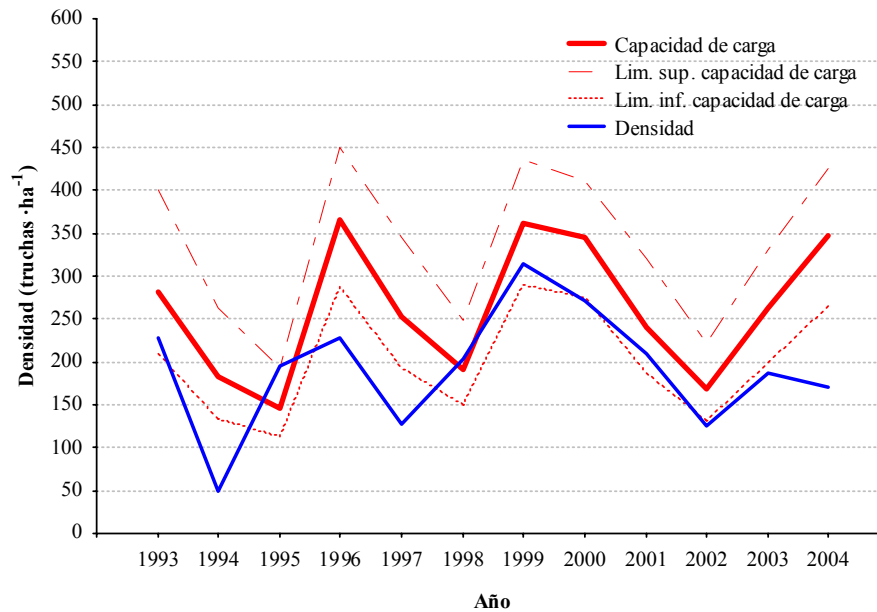
**Figura 5.3.2.69.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Por último, la densidad media de las truchas de edad superior a 1+ fue significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.20$ ,  $p < 0.05$ ), aunque solamente se encuentra ligeramente por debajo del límite inferior del rango estimado (Figura 5.3.2.70). De hecho, estas clases de edad presentan la relación D/CC más alta de todas las clases de edad consideradas (73.5%). La densidad anual se encuentra dentro del rango establecido durante la mayor parte de la serie de años estudiados (Figura 5.3.2.71). De hecho, las variaciones temporales en la densidad están asociadas a las fluctuaciones en la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.62$ ,  $p < 0.05$ ). Por tanto, parece que las truchas de tamaños mayores están menos afectadas que los alevines por las limitaciones de las condiciones ambientales mencionadas con anterioridad.



**Figura 5.3.2.70.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta.





**Figura 5.3.2.71.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y la capacidad de carga en la localidad de Ongoz (1010) del río Areta durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

### Cuenca del río Irati

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas de la cuenca del Irati, comenzando por el arroyo de cabecera Legartza, y continuando con las localidades del río Irati según se descende en altitud.

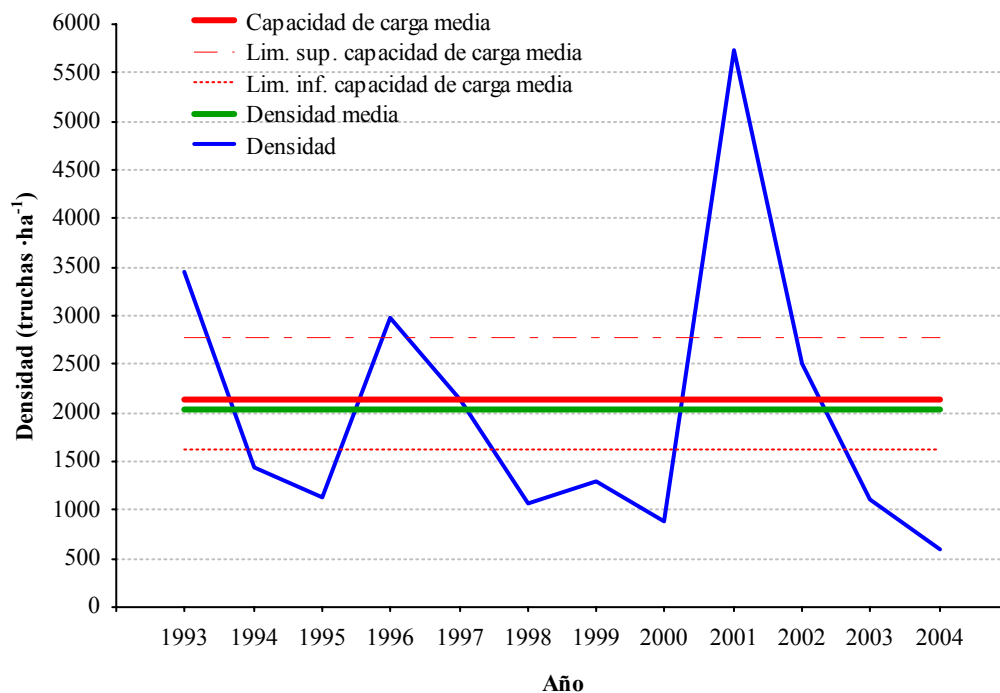
En el río Legartza, en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136), las densidades medias de las clases de edad 0+ y 1+ se encuentran dentro de los límites del rango estimado para la capacidad de carga, alcanzando valores similares a la capacidad de carga media. La densidad media de las clases de edad superiores a 1+ se encuentra cerca del límite inferior del rango estimado para la capacidad de carga, siendo la relación D/CC del 70%. En consecuencia, la densidad media total del tramo se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, aunque los valores no difieren significativamente ( $t$  de Student,  $t_{1,20} = -1.10$ ,  $p > 0.05$ ) y se encuentran dentro del rango establecido (Tabla 5.3.2.13).

**Tabla 5.3.2.13.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Legartza en Fábrica de Orbaitzeta (1136).

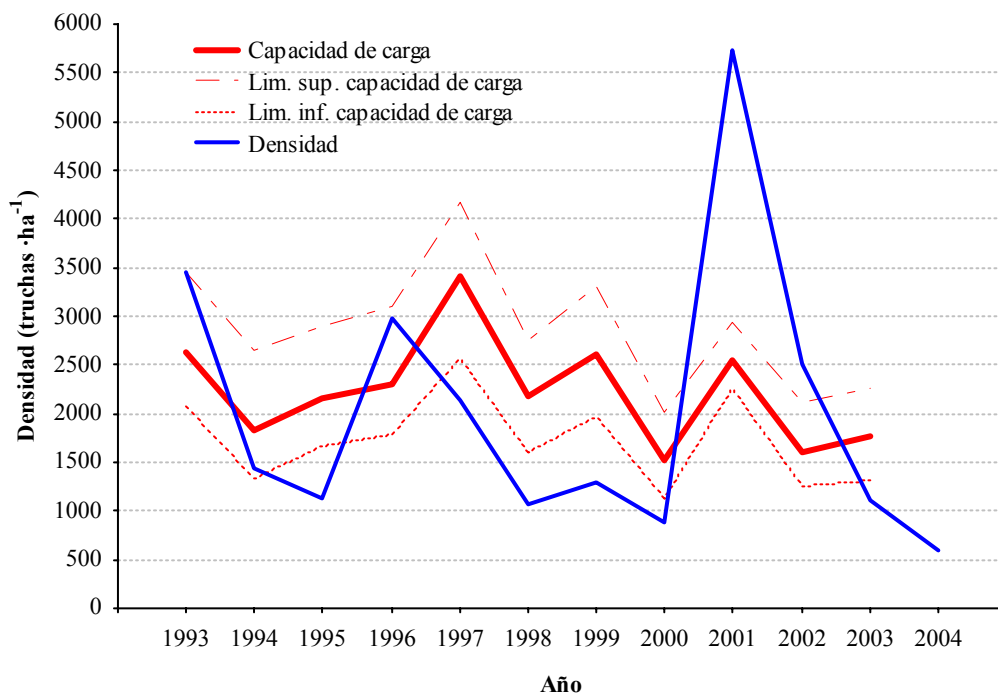
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	2028.8	1433.2	755.2	4200.7
Capacidad carga CC	2140.3 (1620-2781)	1624.2 (1336-1924)	1085.5 (837-1382)	4849.9 (3793-6087)
Relación D/CC	94.8	88.2	69.6	87.0

El estudio de hábitat revela que el 52.8% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. En esta localidad las truchas alcanzan un tamaño medio inferior al de las truchas de localidades situadas más abajo en el cauce del río Irati. En consecuencia, el tamaño medio del territorio para cada clase de edad es menor y, por tanto, existe una mayor proporción relativa de hábitat disponible. Esto hace que la localidad presente finalmente una capacidad de carga alta.

La densidad media de las truchas 0+ es muy similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,20}=0.04$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.72). La densidad y la capacidad de carga muestran las fluctuaciones temporales descritas con anterioridad. Sin embargo, en la mayor parte de las ocasiones la diferencia existente entre los valores de densidad y la capacidad de carga es pequeña (Figura 5.3.2.73). Esto motiva que al evaluar la serie global del periodo estudiado, la densidad media sea ligeramente menor que la capacidad de carga media estimada. En cualquier caso, la mayoría de los valores de densidad están incluidos en el rango de la capacidad de carga. De hecho, la densidad sigue un patrón de variación temporal similar al de la capacidad de carga, salvo en los años 2001 y 2002.

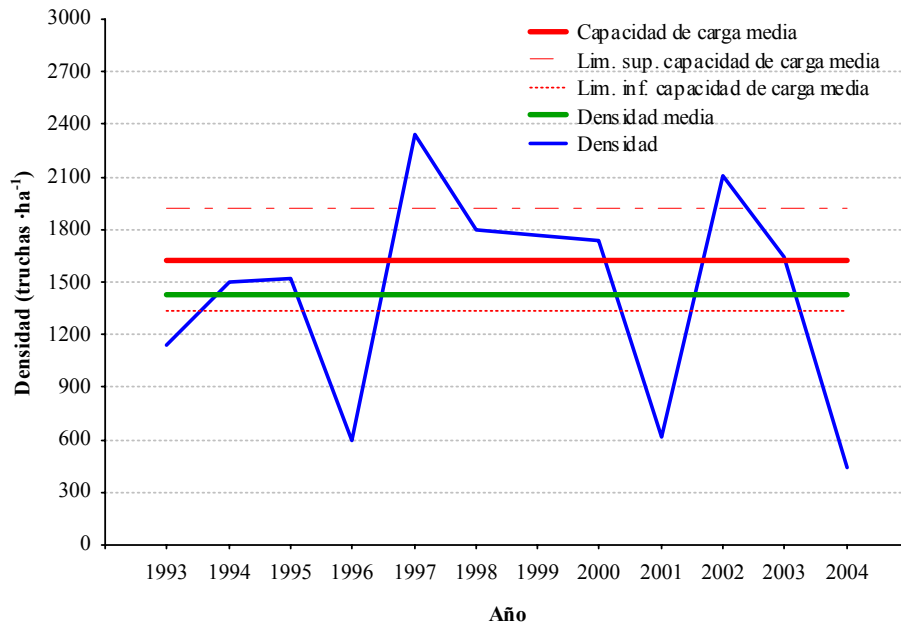


**Figura 5.3.2.72.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del río Legartza.

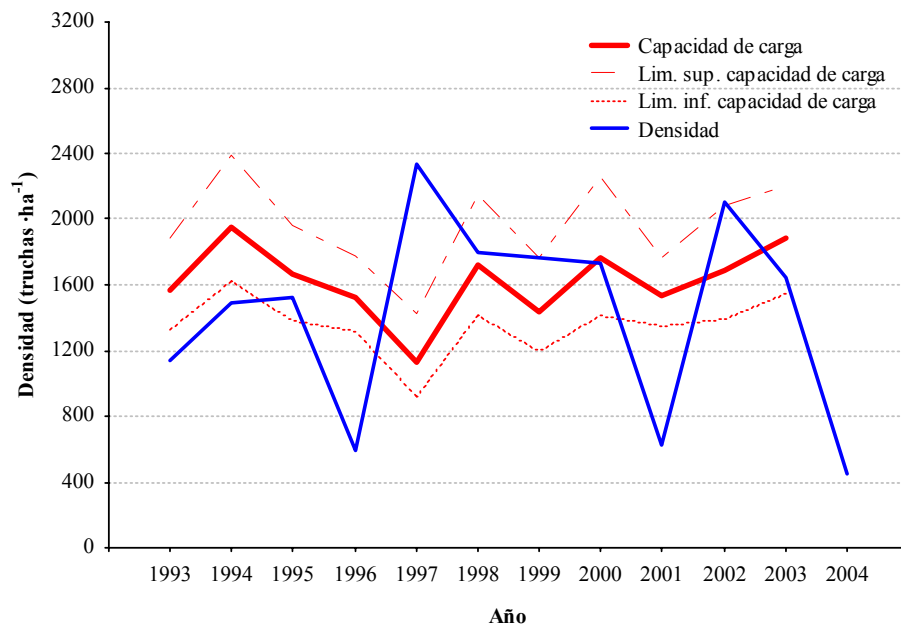


**Figura 5.3.2.73.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Legartza en Fábrica de Orbaizeta (1136) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

No se detectaron diferencias significativas entre la densidad media de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga media del tramo ( $t$  de Student,  $t_{1,20}=0.56$ ,  $p>0.05$ ), encontrándose dentro del rango estimado para la serie completa de años. La relación D/CC media es de 88%, en consecuencia se puede considerar que esta clase de edad se encuentra en muy buen estado (Figura 5.3.2.74). La densidad de la clase de edad 1+ se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años del periodo estudiado (Figura 5.3.2.75). No obstante, en 1996 y 2001 se detectaron descensos importantes de la densidad que se alejaron de la capacidad de carga. Por ello, no se encontró una relación significativa entre la densidad de juveniles y su capacidad de carga estimada ( $n=11$ ,  $r=0.10$ ,  $p>0.05$ ).



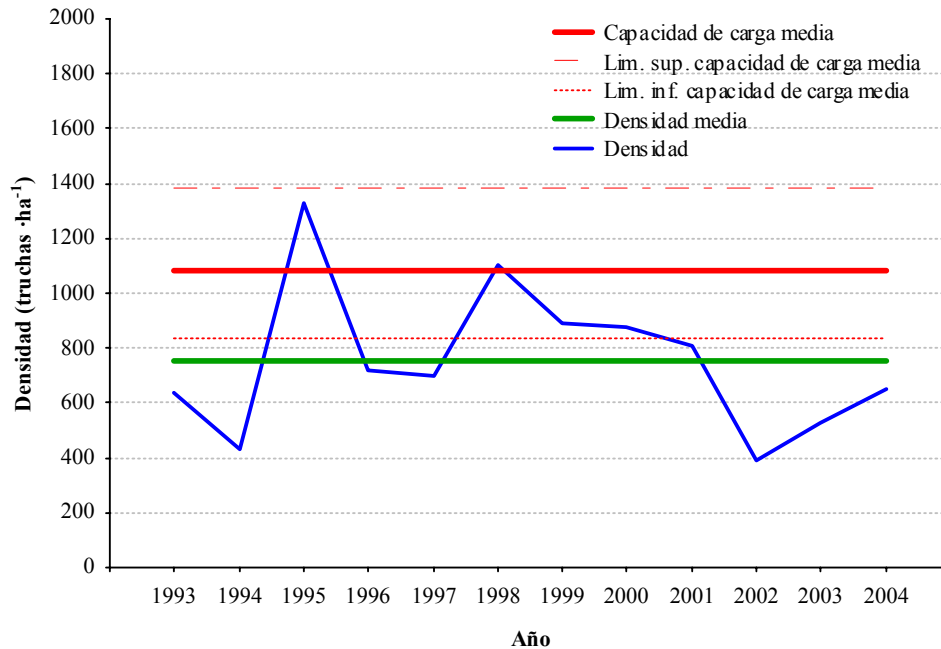
**Figura 5.3.2.74.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del río Legartza.



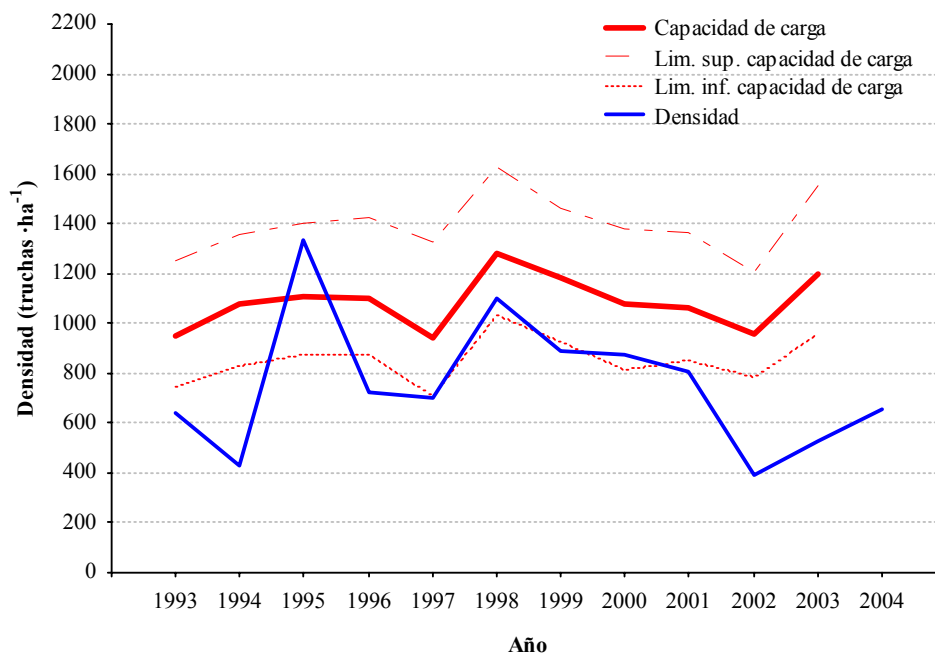
**Figura 5.3.2.75.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del arroyo Legartza en Fábrica de Orbaitzeta (1136) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

Finalmente, la densidad media de las truchas de edad superior a 1+ fue significativamente menor que la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,20} = -3.53$ ,  $p < 0.01$ ), situándose por debajo del rango estimado para ésta (Figura 5.3.2.76). En consecuencia, la relación D/CC alcanza un valor medio de 69.6%.

El análisis de la evolución temporal de la densidad y la capacidad de carga media de las clases de edad superiores a 1+ muestra un grado de asociación entre ambas variables significativo ( $n=11$ ,  $r=0.73$ ,  $p<0.05$ ). La densidad se sitúa dentro o en el límite del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.77).



**Figura 5.3.2.76.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Fábrica de Orbaitzeta (1136) del arroyo Legartza.



**Figura 5.3.2.77.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del arroyo Legartza en Fábrica de Orbaitzeta (1136) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

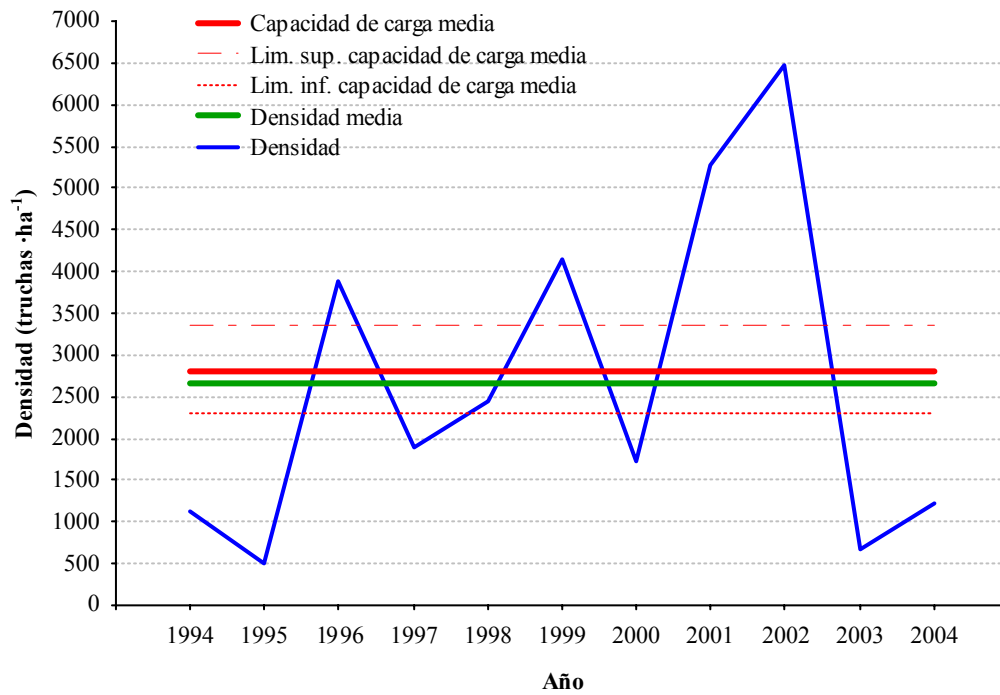
En el río Irati, en la localidad de Virgen de las Nieves (1010), todas las clases de edad se encuentran dentro de los límites del rango de la capacidad de carga, con valores de densidad media muy similares a los de la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.14).

**Tabla 5.3.2.14.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Irati en Virgen de las Nieves (1110).

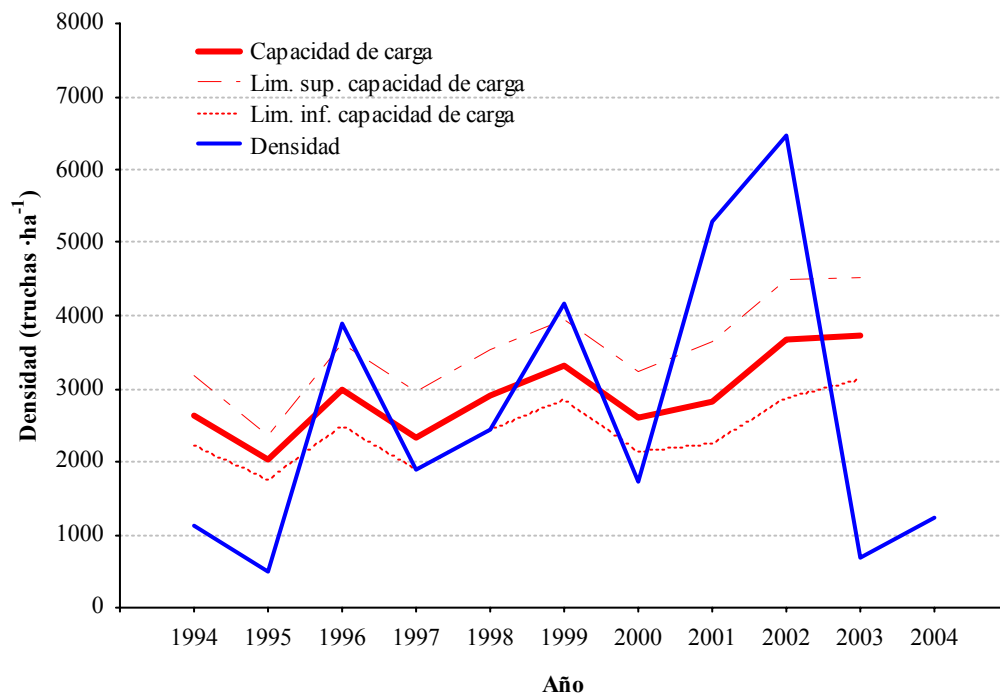
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	2671.9	1356.9	516.0	4564.6
Capacidad carga CC	2811.2 (2312.9-3350.0)	1514.5 (1288.2-1815.3)	523.9 (413.8-692.4)	4849.6 (4015.0-5857.7)
Relación D/CC	95.0	89.6	98.5	94.1

El estudio del hábitat fluvial revela que el 44.6% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Del mismo modo que en el río Legartza, las truchas en esta localidad tienen un tamaño medio inferior en relación al de las truchas de localidades situadas más abajo en el cauce. Esto implica que el tamaño medio del territorio para cada clase de edad es menor y, por tanto, existe una mayor proporción relativa de hábitat disponible. Por ello, a pesar de que el hábitat potencialmente útil no es muy alto, la capacidad de carga total del tramo resulta elevada. Las características del hábitat del tramo resultan más adecuadas para las truchas de clase de edad 0+, de manera que la capacidad de carga estimada para esta clase de edad es muy superior al del resto de las clases de edad (Tabla 5.3.2.14)

La densidad media de las truchas de la clase de edad 0+ es muy similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,18}=0.01$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.78). La densidad sufre variaciones interanuales. Así, la densidad sufre un gran descenso en los años 1994, 1995 y 2003, alejándose de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.79). En cambio, el aumento de la densidad en 2001 y 2002 es notable, superando en gran medida el límite de la capacidad de carga. Sin embargo, estas oscilaciones llevan siempre asociada una fluctuación paralela de la capacidad de carga del tramo ( $n=10$ ,  $r=0.73$ ,  $p<0.05$ ). En consecuencia, aunque parece que otros factores abióticos o bióticos pueden influir en la regulación de la población, el hábitat disponible para las truchas resulta un factor fundamental en este proceso.

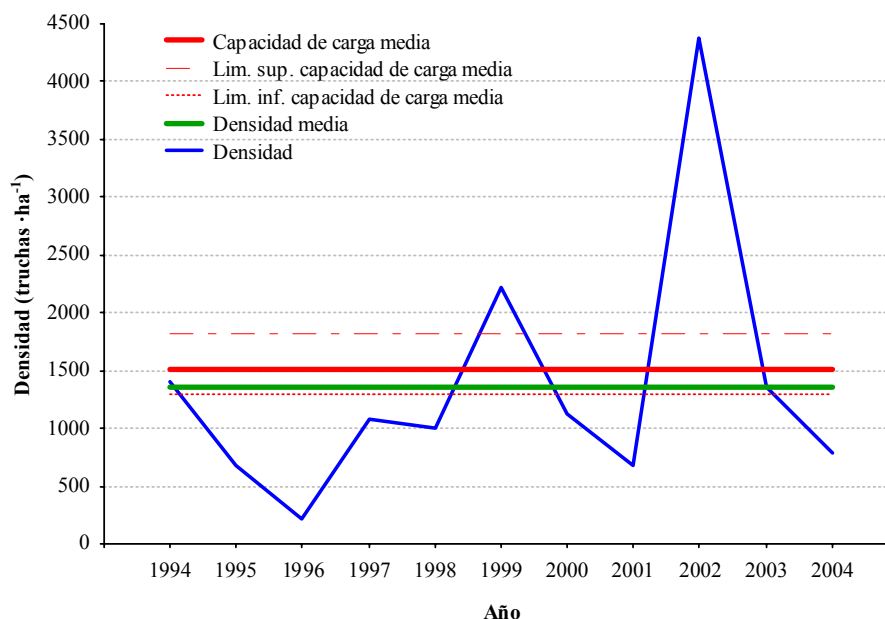


**Figura 5.3.2.78.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Iratí.

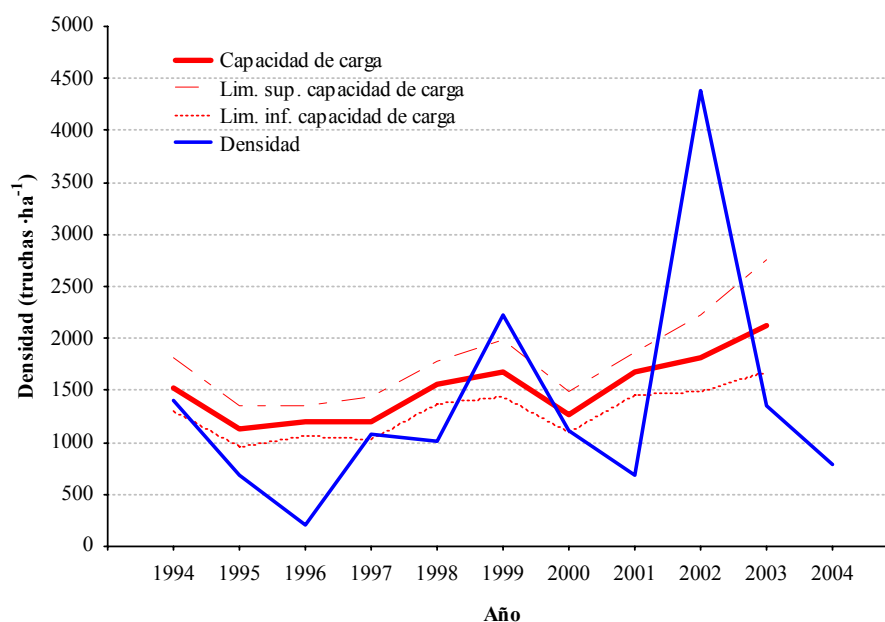


**Figura 5.3.2.79.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Iratí en Virgen de las Nieves (1110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es inferior a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,18} = -0.26$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC del 90% (Figura 5.3.2.80). La densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo de estudio (Figura 5.3.2.81). La densidad fue inferior al rango de la capacidad de carga únicamente en los años 1995, 1996 y 2001, debido al bajo reclutamiento de los años precedentes. Por el contrario, la densidad alcanza un valor muy alto en el año 2002, que se distancia también del rango estimado. Estas diferencias en la evolución temporal de ambas variables son significativas ( $n=10$ ,  $r=0.49$ ,  $p > 0.05$ ).



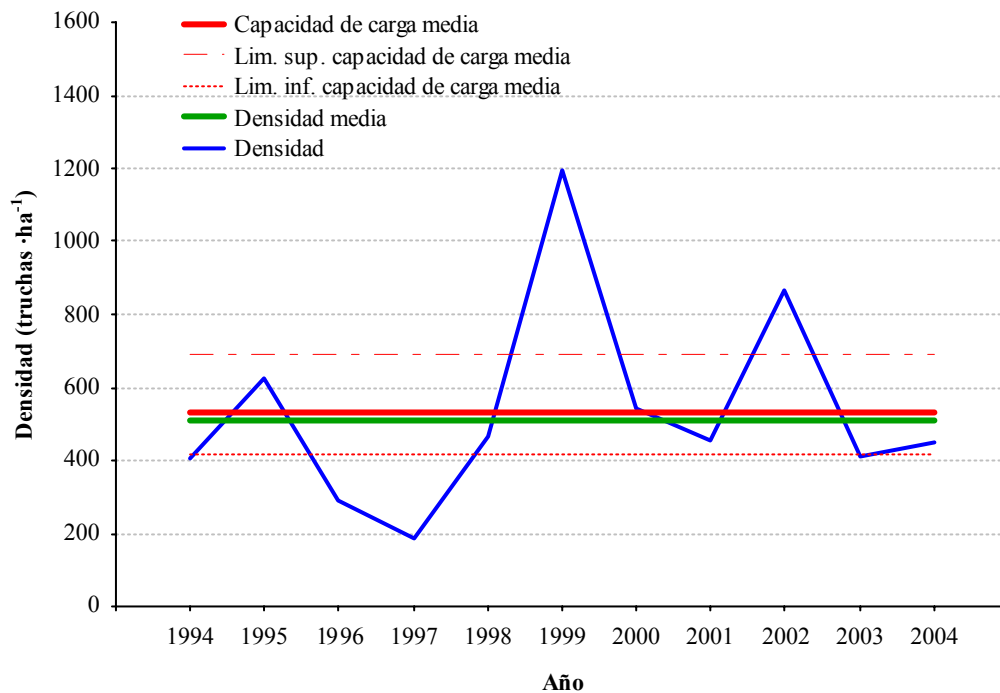
**Figura 5.3.2.80.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati.



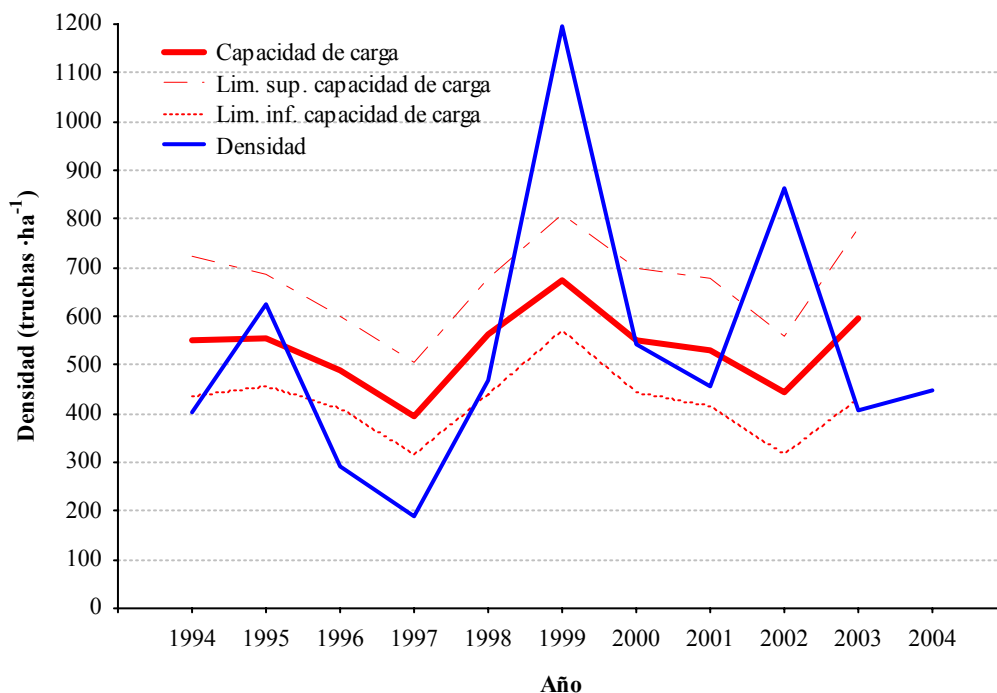
**Figura 5.3.2.81.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Irati en Virgen de las Nieves (1110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas de edad superior a 1+ es también muy similar a la capacidad de carga media estimada para la localidad (t de Student,  $t_{1,18}=0.22$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.82). La densidad anual se encuentra dentro del rango estimado de la capacidad de carga en la mayor parte de los años de estudio (Figura 5.3.2.83). Sin embargo, se observa un cierto descenso de la densidad por debajo del rango en los años 1996 y 1997, debido al bajo reclutamiento de años anteriores. En cambio, la densidad sufre un incremento notable en 1999 y 2002 y supera el rango establecido de la capacidad de carga. En cualquier caso, los cuatro años mencionados pueden considerarse excepciones dentro del patrón general de ajuste de la densidad a la capacidad de carga del tramo. De hecho, salvo en los dos años de máxima densidad, el patrón de variación temporal de la densidad no se diferencia significativamente de la capacidad de carga estimada ( $n=8$ ,  $r=0.75$ ,  $p<0.05$ ).



**Figura 5.3.2.82.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati.



**Figura 5.3.2.83.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Irati en Virgen de las Nieves (1110) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

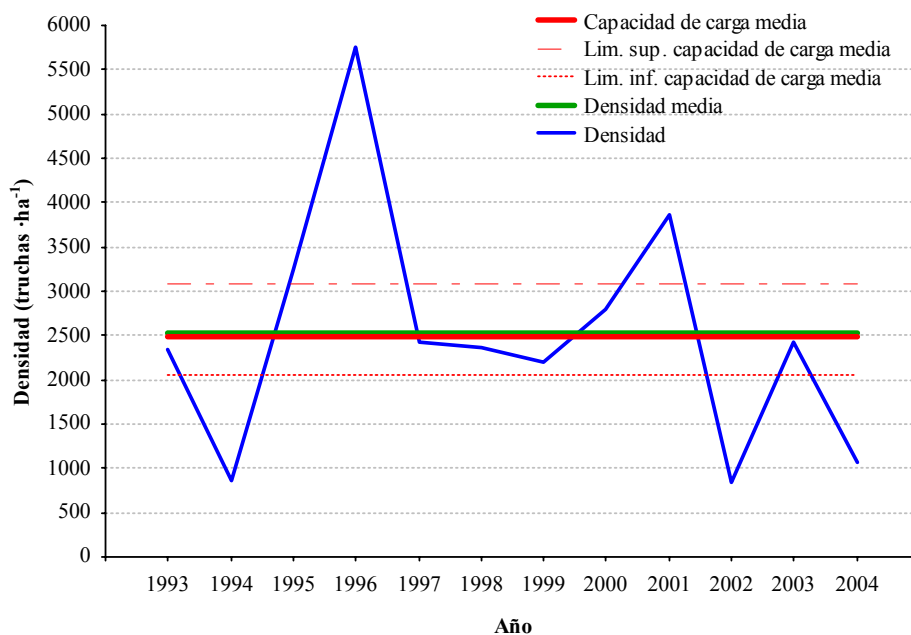
En la localidad de Orbaitzeta (1130) se observa que la densidad media de todas las clases de edad y, por tanto, la densidad total media del tramo, resultan similares a la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.15).

**Tabla 5.3.2.15.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Irati en Orbaitzeta (1130).

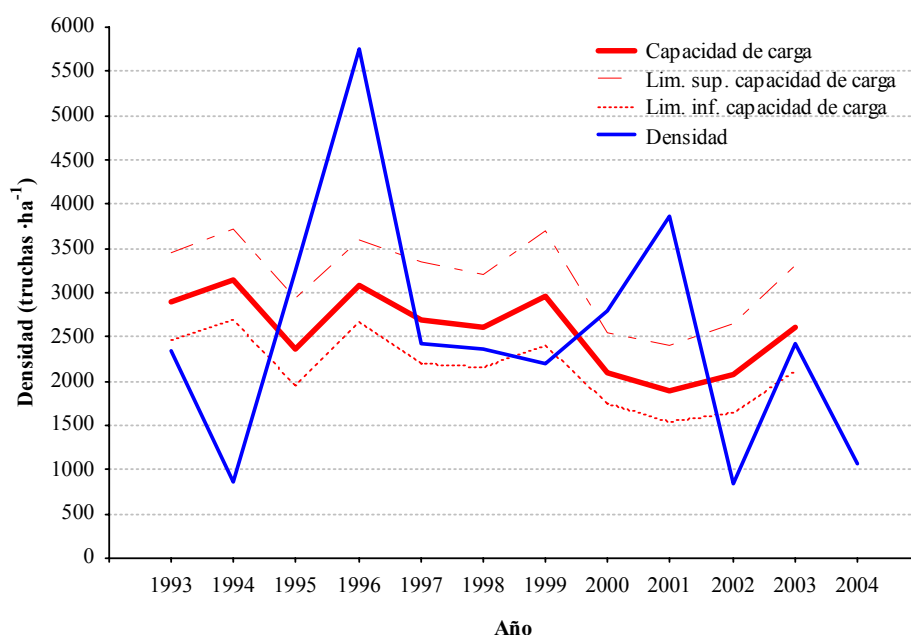
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	2577.5	1087.7	302.3	3907.8
Capacidad carga CC	2493.7 (2056.6-3091.0)	1176.8 (982.7-1437.8)	337.3 (271.1-402.4)	4006.6 (3310-4931.2)
Relación D/CC	100.0	92.6	89.9	97.5

El estudio del hábitat revela que solamente el 39.5% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe a que gran parte del tramo está constituido por zonas con una combinación de escasa profundidad, alta velocidad de corriente y ausencia de refugio que producen un hábitat poco adecuado para las truchas. Por tanto, la capacidad de carga estimada se puede considerar normal para un tramo de estas características.

La densidad media de las truchas 0+ durante el periodo de estudio es prácticamente igual a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,20}=0.52$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.84). La densidad anual permanece en valores de capacidad de carga, salvo en los años 1994 y 2002 en los que existe un fuerte descenso (Figura 5.3.2.85). En los años 1996 y 2001 ocurre lo contrario, de manera que la densidad supera de manera notable el rango establecido de la capacidad de carga. Así, los patrones de variación temporal de ambas variables difieren significativamente ( $n=11$ ,  $r=-0.44$ ,  $p>0.05$ ).

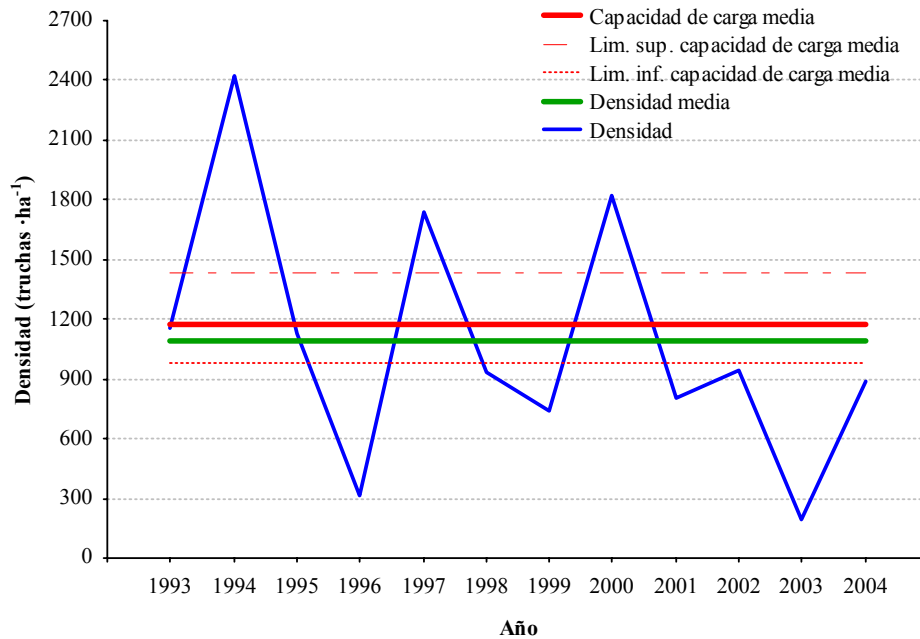


**Figura 5.3.2.84.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Orbaizeta (1130) del río Irati.

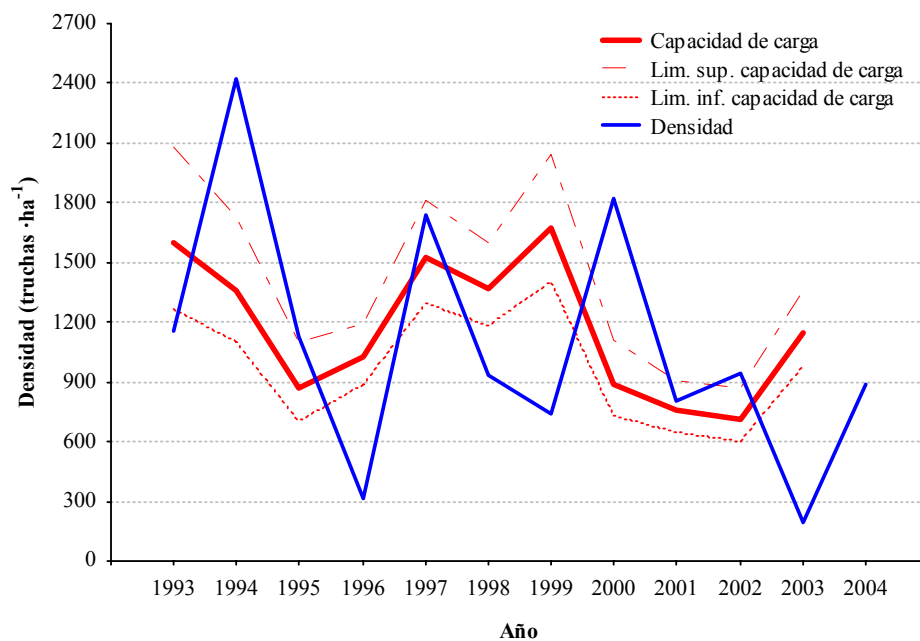


**Figura 5.3.2.85.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Irati en Orbaizeta (1130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de la clase de edad 1+ es muy similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,20} = -0.32$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.86). La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado. No obstante, la densidad muestra fuertes oscilaciones, por ello existen años en los que está por encima o por debajo del rango estimado para la capacidad de carga (Figura 5.3.2.87).

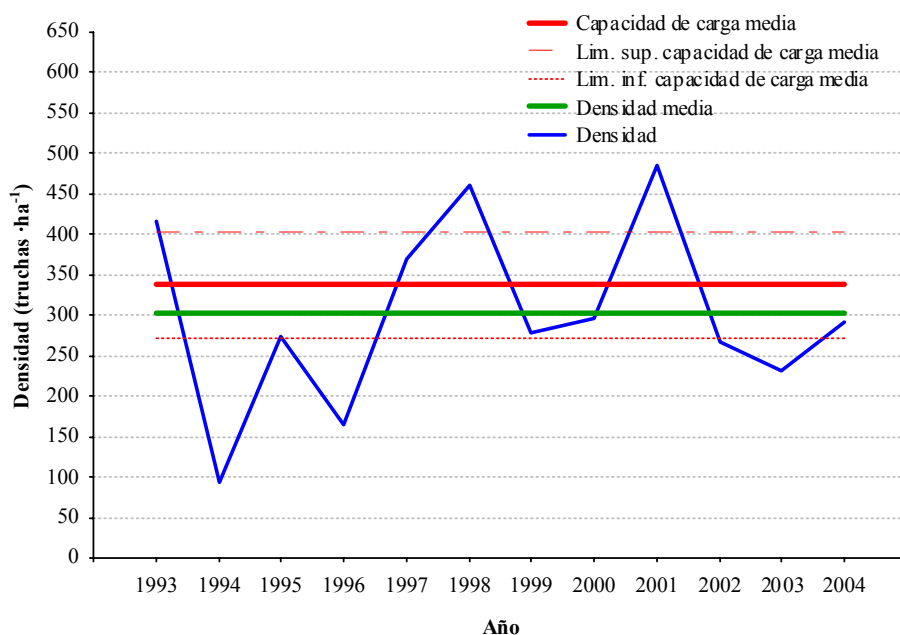


**Figura 5.3.2.86.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Orbaizeta (1130) del río Irati.

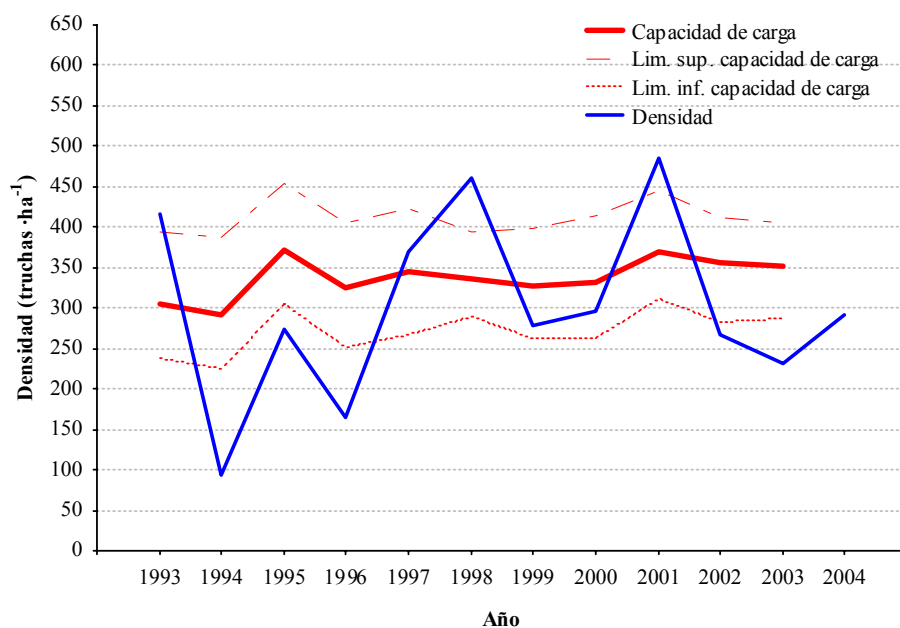


**Figura 5.3.2.87.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Irati en Orbaizeta (1130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

Las truchas de clases de edad superior a 1+ son las que presentan una relación D/CC menor en relación a las clases de edad anteriores, aunque alcanza un valor medio de 89.9% (Figura 5.3.2.88). La densidad media es, por tanto, menor que la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,20} = -0.92$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad anual permanece dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado, salvo en los años 1994 y 1996, donde la densidad alcanzó un valor inferior al rango establecido (Figura 5.3.2.89).



**Figura 5.3.2.88.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Orbaitzeta (1130) del río Irati.



**Figura 5.3.2.89.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Irati en Orbaitzeta (1130) en el periodo estudiado (1993 a 2004).

En resumen, en la cuenca del Irati la densidad de todas las localidades estudiadas es muy similar a la capacidad de carga, siendo las clases de edad superiores a 1+ de la localidad de Fábrica de Orbaitzeta en el río Legartza las únicas que presentan una relación densidad-capacidad de carga menor (Tabla 5.3.2.16).

**Tabla 5.3.2.16.** Relación densidad-capacidad de carga media por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Irati durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Virgen de las Nieves (1110)</b>	95.0	89.6	98.5	94.1
<b>Obaitzeta (1130)</b>	100.0	92.6	89.9	97.5
<b>Fábrica de Orbaitzeta (1136)</b>	94.8	88.2	69.6	87.0

Todas las localidades estudiadas se encuentran en la parte alta de la cuenca, presentando en general capacidades de carga altas, y en especial la localidad de Virgen de las Nieves. A pesar de que no existen alteraciones graves debidas a usos de carácter agrícola, ganadero o urbano, el embalse de Irabia situado en la cabecera de la cuenca se puede considerar un factor de impacto. En primer lugar, supone una barrera física para los movimientos migratorios y de dispersión de las truchas, aislando las poblaciones existentes aguas arriba de las situadas en tramos inferiores.

La localidad de Virgen de las Nieves está situada aguas arriba del embalse de Irabia y presenta un buen estado de conservación, ya que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra dentro del rango estimado de la capacidad de carga. Sin embargo, habría que evaluar el impacto de la presencia del embalse en el hábitat fluvial, ya que parte del tramo se localiza en la cola del mismo. La disminución de la diversidad del hábitat, la pérdida de lugares de puesta o la desaparición de refugio son algunas de las consecuencias derivadas de la presencia del embalse. Esto podría producir una disminución de la capacidad de carga potencial del tramo.

La localidad de Orbaitzeta se encuentra aguas abajo del embalse de Irabia, por lo que se ve afectada por la regulación ejercida sobre el régimen natural de caudales. También existen detracciones de agua derivadas hacia la central hidroeléctrica de Betolegi. El tramo presenta densidades de truchas acordes con la capacidad de carga estimada. Sin embargo, sería necesario evaluar el efecto que puede tener la alteración de caudales existente. Conociendo el caudal derivado, se puede estimar el grado de alteración producido en la capacidad de carga potencial del tramo.

La densidad del río Legartza también se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga. En este tramo existe una derivación de agua hacia la central de Betolegi y un elevado porcentaje de praderas (26%), que pueden producir algún tipo de alteración. Las clases de edad superiores a 1+ tienen una densidad media algo inferior al límite del rango de la capacidad de carga, aunque la diferencia no es significativa. Este descenso podría estar causado por las extracciones de truchas por pesca deportiva. No existen datos relativos al número de capturas o a la tasa de explotación por pesca en el río Legartza, pero en la localidad cercana de Orbaitzeta del río Irati se ha observado un número medio de capturas anual cercano a 46 truchas  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ , que equivale a una tasa de explotación del 18%. En consecuencia, la pequeña diferencia existente entre la densidad media de truchas de mayor edad y el límite inferior del rango estimado para la capacidad de carga (82 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) puede ser debido también a este factor.

### Cuenca del río Urrobi

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas, comenzando por el arroyo de cabecera Arrañosín, para comentar a continuación las localidades del río Urrobi según se desciende en altitud.

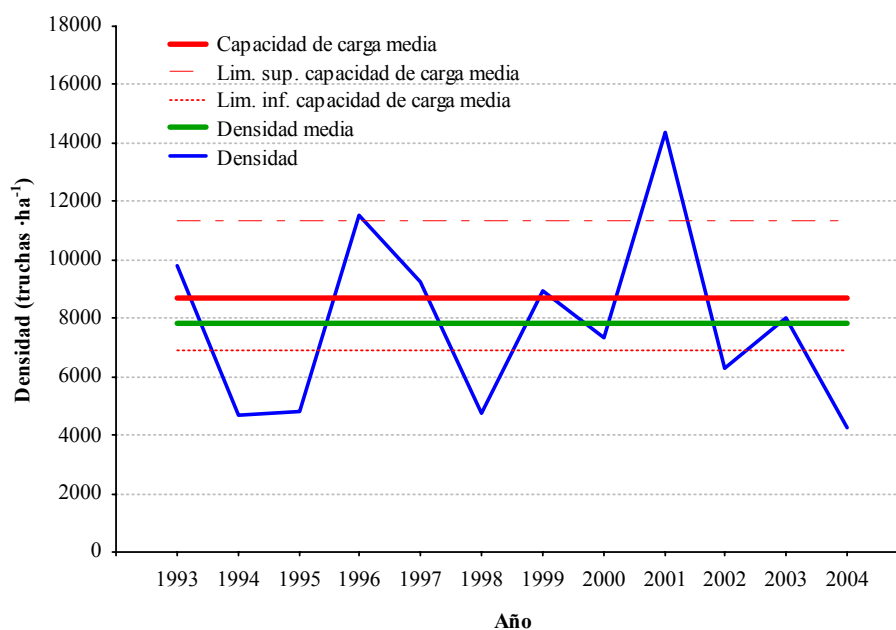
En la localidad del río Arrañosín en Burguete se observa que todas las clases de edad se encuentran dentro de los límites del rango estimado de la capacidad de carga, presentando por tanto un excelente estado de conservación (Tabla 5.3.2.17).

**Tabla 5.3.2.17.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Arrañosín en Burguete (1220).

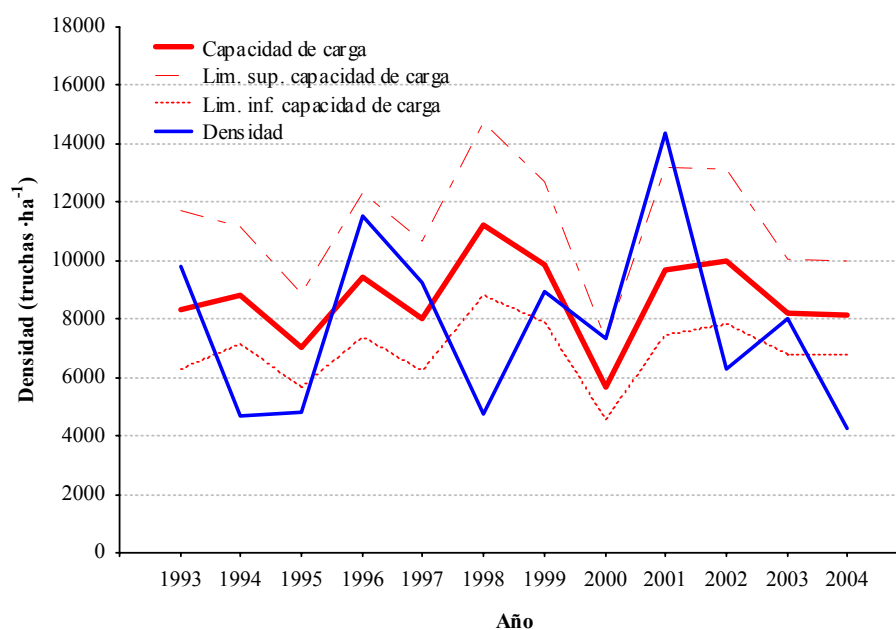
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	7837.9	5129.3	1832.4	14802.0
Capacidad carga CC	8701.9 (6912-11318)	4436.3 (3743-5220)	1661.3 (1367-2079)	14799.5 (12022-18617)
Relación D/CC	90.1	100.0	100.0	100.0

El estudio del hábitat revela que el 61.3% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, resultando muy adecuado especialmente para las truchas de clase de edad 0+. En esta localidad las truchas alcanzan un tamaño medio inferior al de las truchas de localidades situadas más abajo en el cauce del río Urrobi. En consecuencia, el tamaño medio del territorio para cada clase de edad es menor y, por tanto, la tasa de ocupación potencial mayor. Esto último unido a la elevada cantidad de hábitat disponible motiva que la localidad presente una capacidad de carga estimada muy alta. Las truchas aprovechan todo el hábitat disponible, por lo que las densidades registradas en la localidad son muy elevadas para todas las clases de edad.

La densidad media de las truchas de la clase de edad 0+ es similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.86$ ,  $p > 0.05$ ), de manera que la relación D/CC alcanza un valor medio de 90% (Figura 5.3.2.90). El estudio de la evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.91) muestra que la densidad permanece dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo de estudio. La densidad anual fue inferior al rango de la capacidad de carga únicamente en los años 1994, 1995 y 1998.



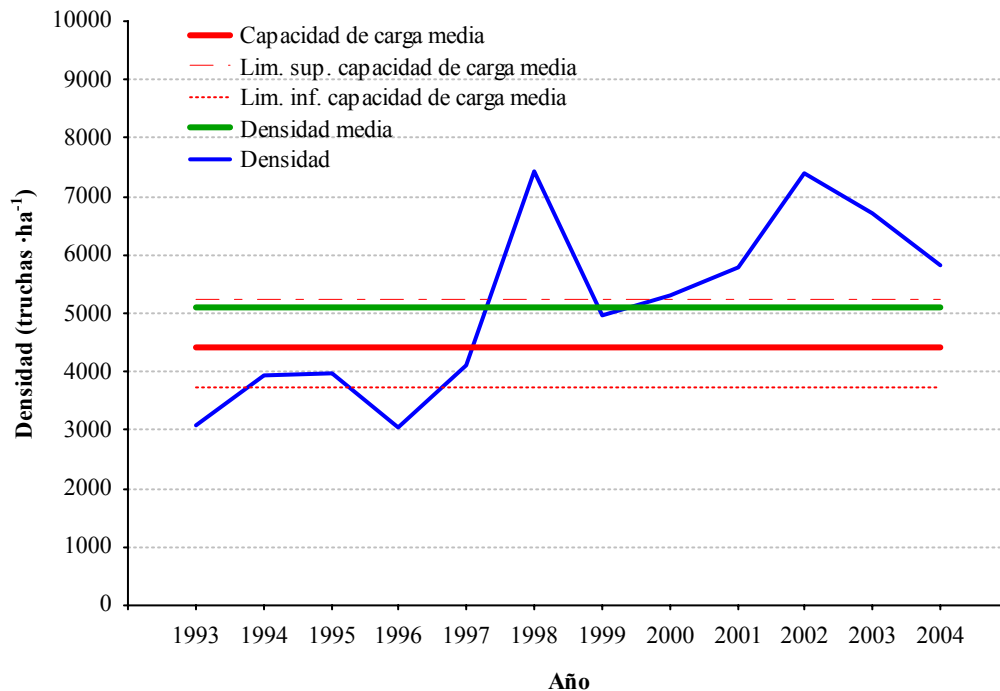
**Figura 5.3.2.90.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.



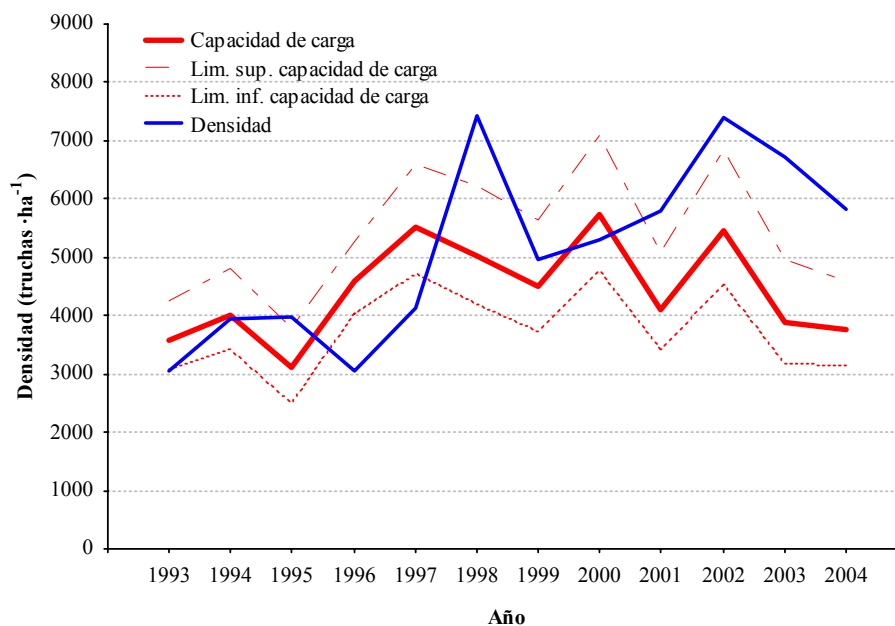
**Figura 5.3.2.91.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de la clase de edad 1+ es similar a la capacidad de carga media, aunque alcanza un valor ligeramente superior ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=1.36$ ,  $p>0.05$ ), probablemente debido al aumento de la densidad durante la segunda mitad del periodo de estudio. De hecho, se observa una tendencia significativamente ascendente en la densidad durante los últimos años del periodo estudiado ( $n=12$ ,  $r=0.79$ ,  $p<0.01$ ), lo que propicia que la densidad anual de esta clase de edad se encuentre por encima del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.92). En la Figura 5.3.2.93 se aprecia que la densidad de la clase de edad 1+ sigue una tendencia muy similar a la que presenta la capacidad de carga. Sin embargo, existe una clara tendencia al aumento de la densidad de la clase de edad 1+ a lo largo del periodo de estudio, de manera que en los últimos años (2001-2004) la densidad anual supera el rango de la capacidad de carga. Este aumento no parece estar relacionado con la disponibilidad de hábitat ( $n=12$ ,  $r=0.33$ ,  $p>0.05$ ).

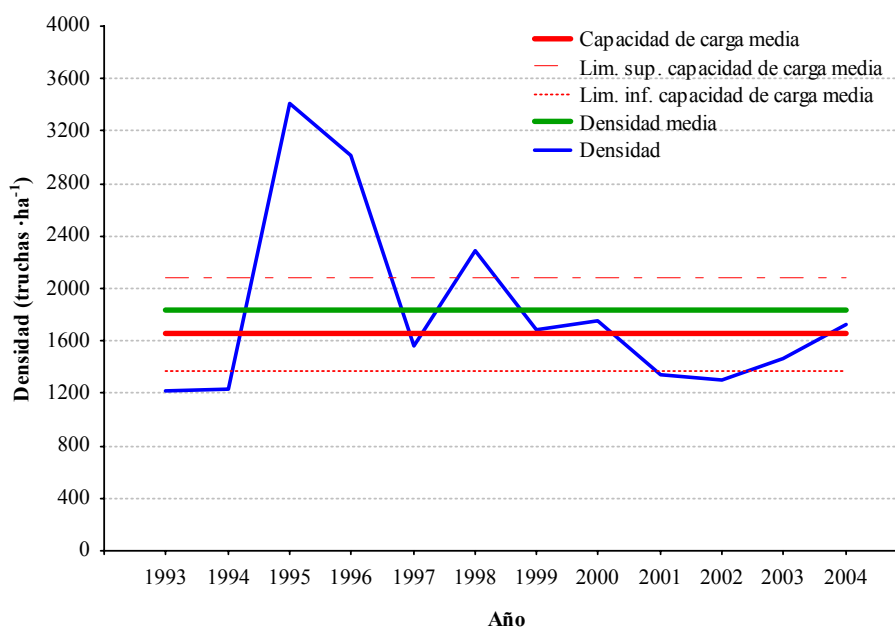


**Figura 5.3.2.92.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.

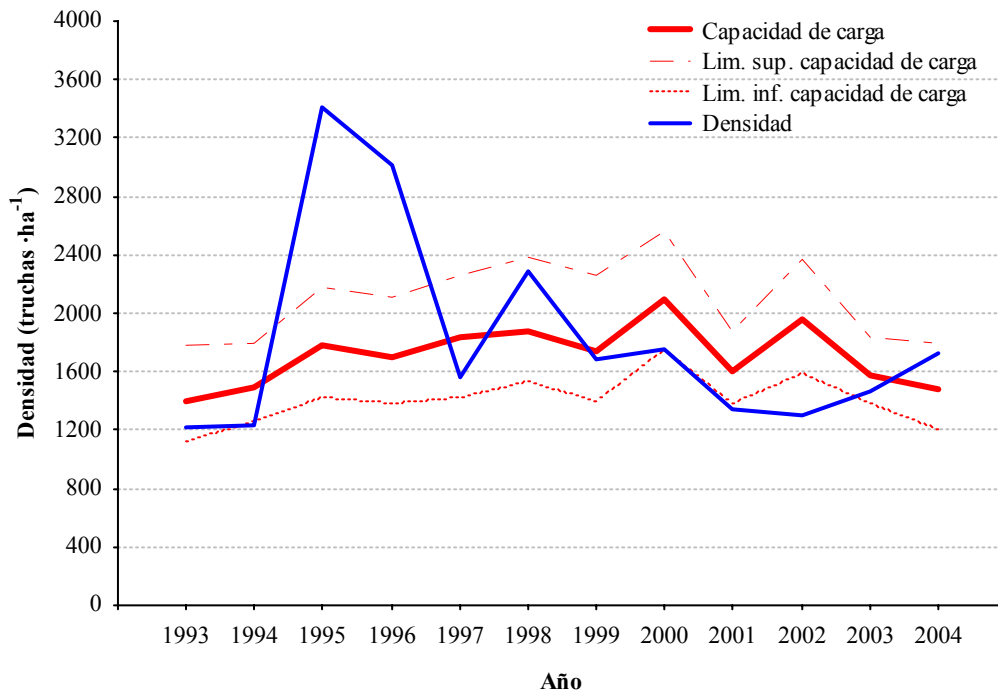


**Figura 5.3.2.93.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Por último, la densidad media de las truchas mayores de 1+ es también similar a la capacidad de carga media, aunque algo superior ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.78$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.94). La densidad anual permanece dentro del rango estimado para la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado. No obstante, se alcanzaron valores de densidad bastante superiores al rango de la capacidad de carga en los años 1995 y 1996 (Figura 5.3.2.95), lo cual motivó que la densidad media durante el periodo estudiado fuese un 10% mayor que la capacidad de carga media.



**Figura 5.3.2.94.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad superiores a 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañosín.



**Figura 5.3.2.95.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Burguete (1220) del río Arrañós durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La clase de edad 1+, en la localidad del río Urrobi en Espinal, alcanza un valor de densidad media superior a la capacidad de carga media estimada. En cambio, las truchas de la clase de edad 0+ tienen una densidad media inferior a la capacidad de carga media. Sin embargo, en ambos casos la densidad media presenta un valor cercano a la capacidad de carga media. Por el contrario, la densidad media de las truchas de clases de edad superiores a 1+ se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.18). De hecho, la relación D/CC para las clases de edad mayores adquiere un promedio de 72.9%. A pesar de todo lo anterior, la densidad total media del tramo es muy similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -0.20$ ,  $p > 0.05$ ).

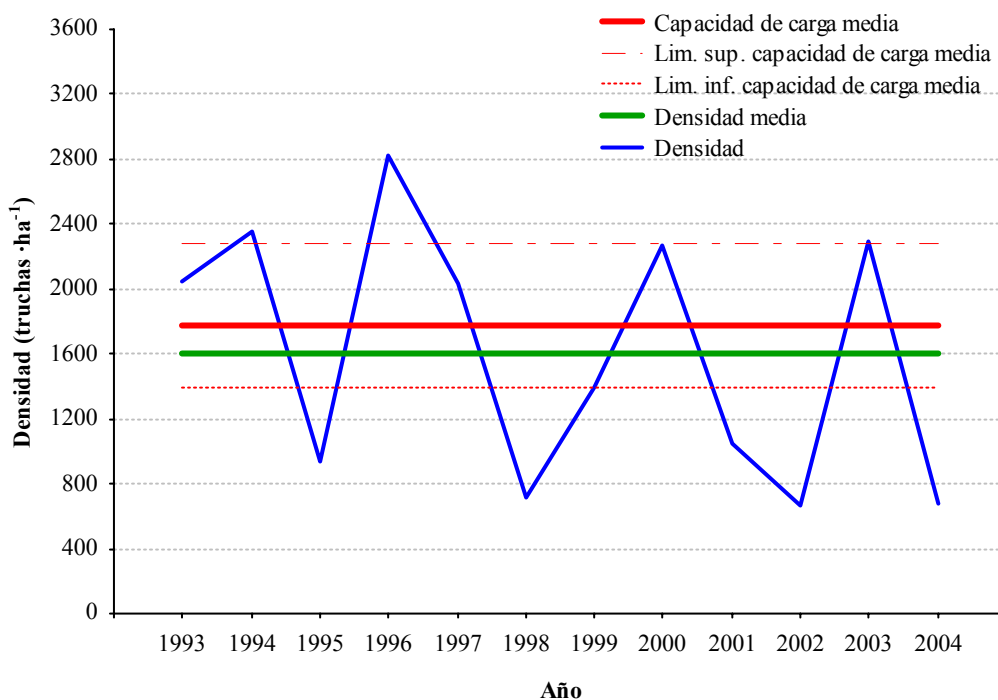
**Tabla 5.3.2.18.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Urrobi en Espinal (1250).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1607.4	2749.4	526.9	4883.6
Capacidad carga CC	1779.9 (1398-2277)	2453.2 (1963-3076)	722.4 (630-840)	4955.5 (3991-6192)
Relación D/CC	90.3	100.0	72.9	98.5

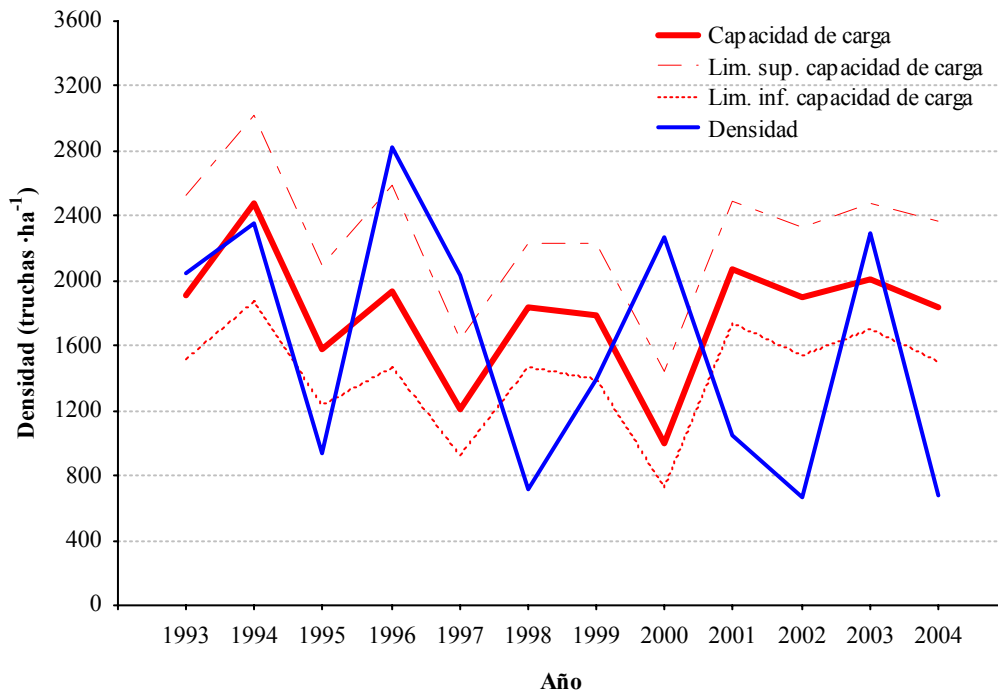
El estudio del hábitat revela que el 62.6% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, siendo el valor más elevado de todas las localidades estudiadas de la cuenca del Urrobi. Por tanto, la capacidad de carga del tramo se puede considerar alta. Las características del hábitat resultan muy adecuadas especialmente para las truchas de clase de edad 1+, por lo que la capacidad de carga estimada para esta clase de edad es superior a la del resto de clases.

La localidad de Espinal se sitúa en el curso alto, donde no existen alteraciones graves en las condiciones naturales del río. La carencia de impactos severos indica que las fluctuaciones naturales en las condiciones ambientales (bióticas y abióticas) regulan la densidad anual de las distintas clases de edad.

La densidad media de la clase de edad 0+ presenta un valor parecido a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.68$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.96). La densidad anual sufre fluctuaciones interanuales notables y, en los años 1998 y 2000 a 2002, se distancian del rango de la capacidad de carga, pero en la mayor parte del periodo de estudio se sitúan dentro de éste. Las desviaciones observadas ( $n=12$ ,  $r=0.10$ ,  $p > 0.05$ ) indican que otros factores ambientales, además del caudal estival, pueden influir en la regulación de la densidad de esta clase de edad. De hecho, en los años 1997 y 2000 se produjo un incremento del reclutamiento a pesar de la reducción del hábitat disponible (Figura 5.3.2.97).

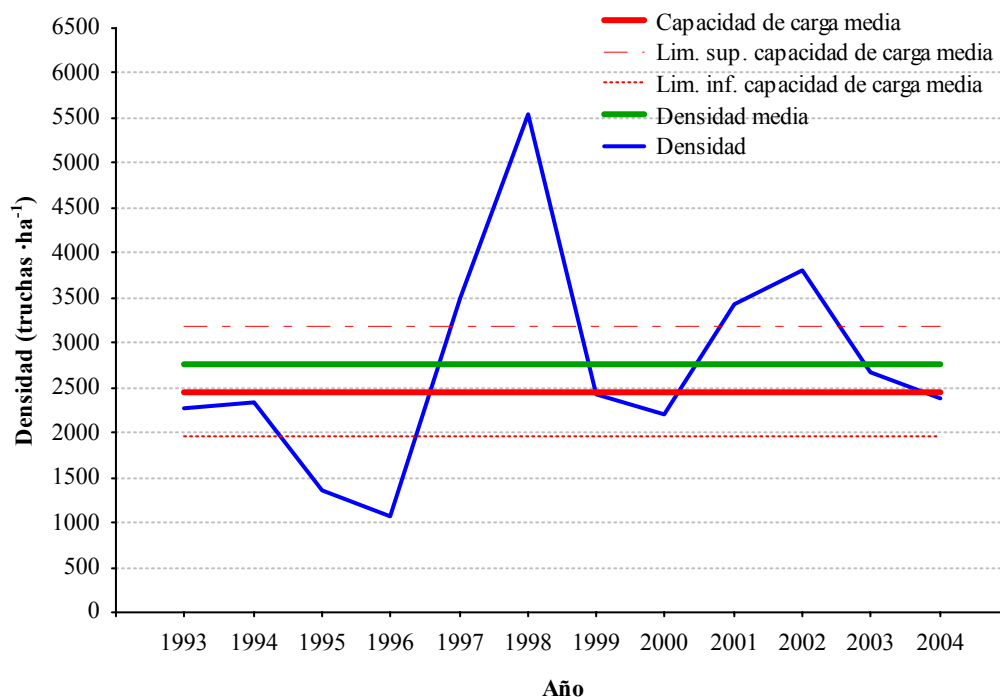


**Figura 5.3.2.96.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi.

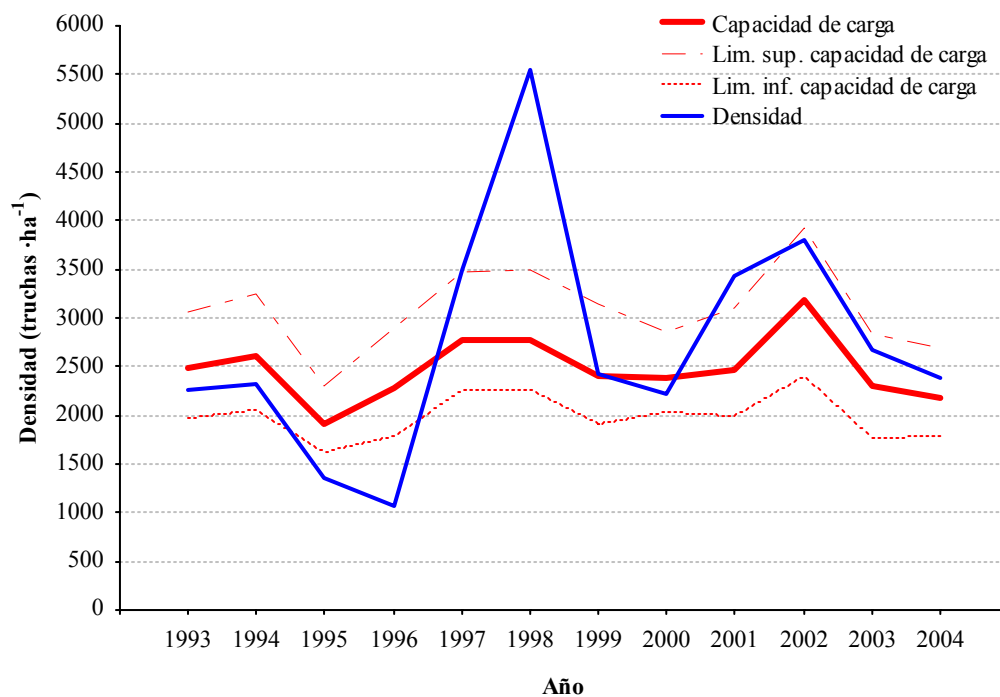


**Figura 5.3.2.97.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de la clase de edad 1+ es también similar a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.84$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.98). El valor medio de la capacidad de carga de las truchas de esta clase de edad es el más elevado de todas las clases de edad de la localidad. Debido al alto reclutamiento ocurrido en los años 1996 y 1997, se registraron valores de densidad de la clase de edad 1+ superiores al rango de la capacidad de carga estimada en 1997 y 1998. Este es el motivo por el que la densidad media resulta superior a la capacidad de carga media del tramo. En el resto de los años, la densidad anual permanece dentro del rango estimado, salvo en 1996 que resulta inferior (Figura 5.3.2.99). Así, las variaciones en la densidad parecen estar determinadas de forma muy significativa por las variaciones en la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.75$ ,  $p<0.01$ ).

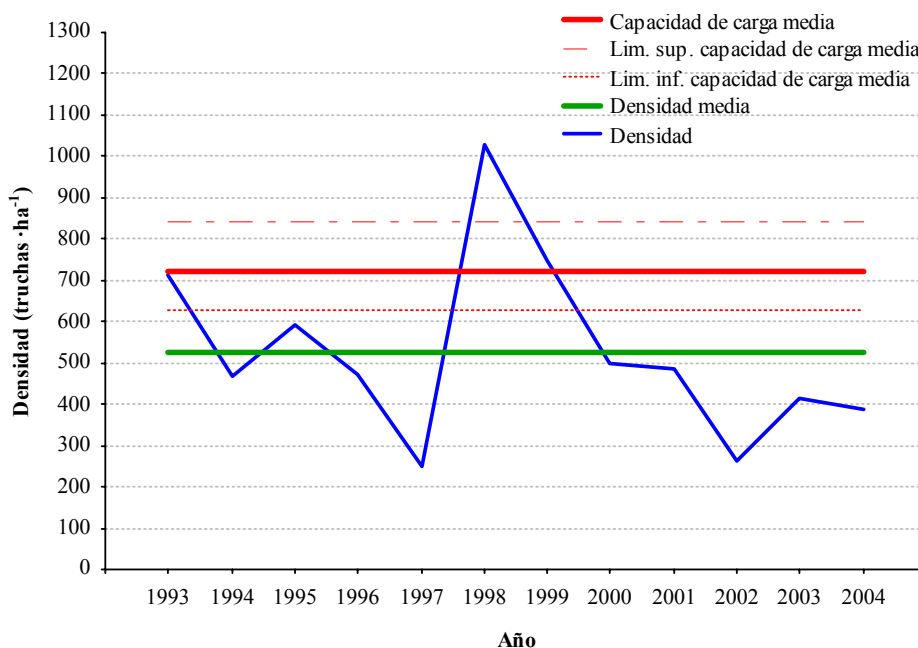


**Figura 5.3.2.98.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi.

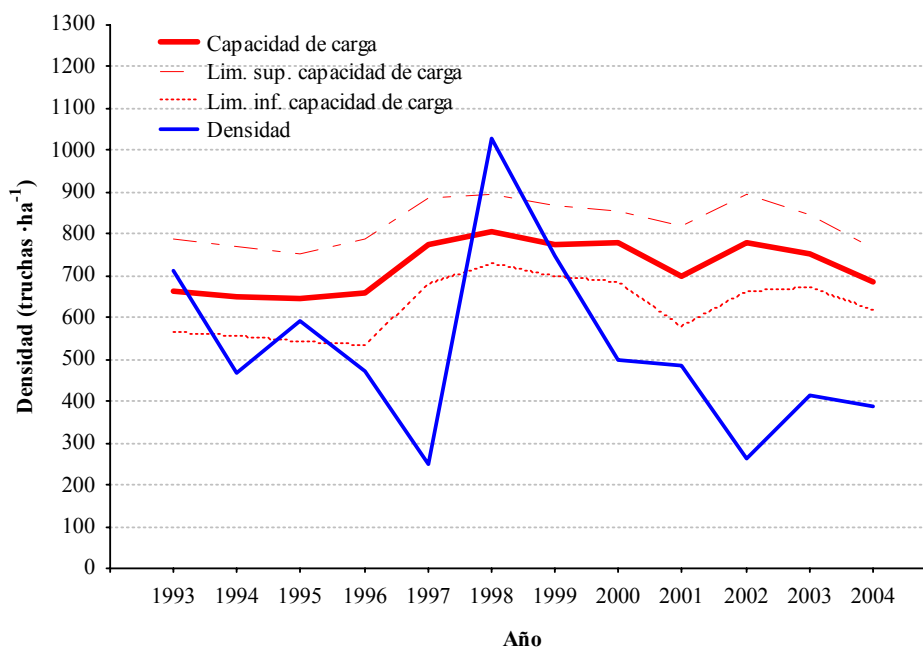


**Figura 5.3.2.99.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de clases de edad superiores a 1+ es significativamente menor que la capacidad de carga media estimada para la localidad (t de Student,  $t_{1,22} = -2.98$ ,  $p < 0.01$ ), siendo la relación D/CC del 73% (Figura 5.3.2.100). La falta de ajuste entre la densidad anual y la capacidad de carga es más acusada a partir del año 2001, donde se produce un descenso progresivo de la abundancia de truchas de edades superiores (Figura 5.3.2.101).



**Figura 5.3.2.100.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi.



**Figura 5.3.2.101.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad del río Urrobi en Uriz se observa que los valores medios de la densidad total y de las clases de edad 0+ y 1+ se encuentran dentro del rango estimado para la capacidad de carga, (Tabla 5.3.2.19). En cambio, la densidad media de las clases de edad superiores a 1+ son inferiores al rango de la capacidad de carga. La densidad total del tramo es menor que la capacidad de carga estimada, aunque no se detectaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.60$ ,  $p > 0.05$ ). Por otra parte, los valores de capacidad de carga total y para el reclutamiento se sitúan muy por debajo de los observados en las dos localidades restantes de la cuenca.

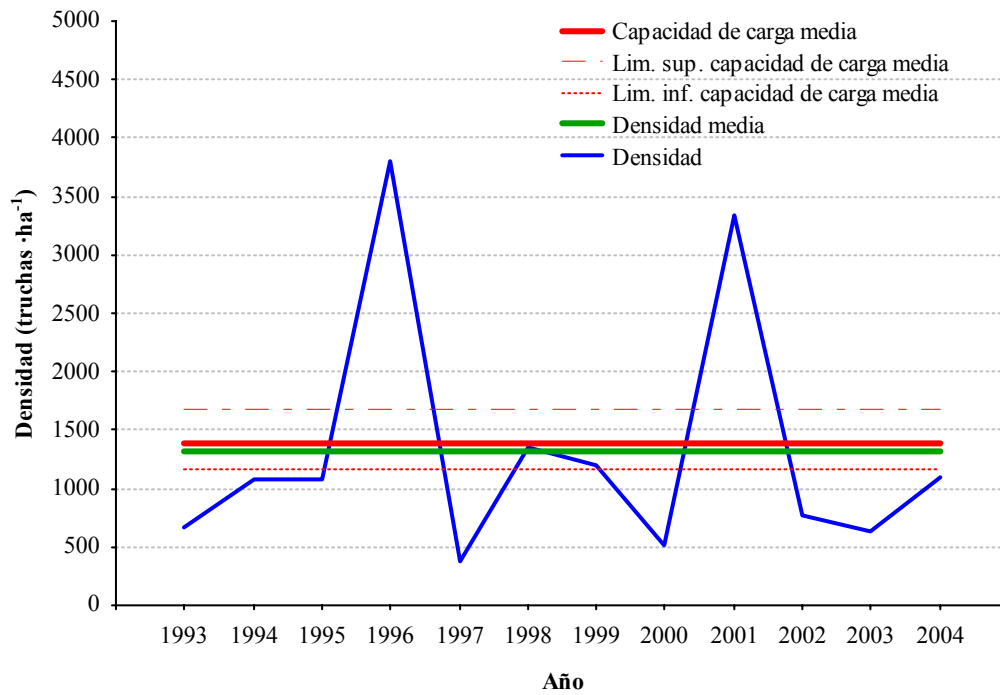
**Tabla 5.3.2.19.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, en la localidad del río Urrobi en Uriz (1260).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1325.8	1375.5	638.4	3339.7
Capacidad carga CC	1381.4 (1163-1670)	1374.3 (1155-1670)	821.8 (667-1044)	3577.5 (2985-4384)
Relación D/CC	96.0	100.0	77.7	91.5

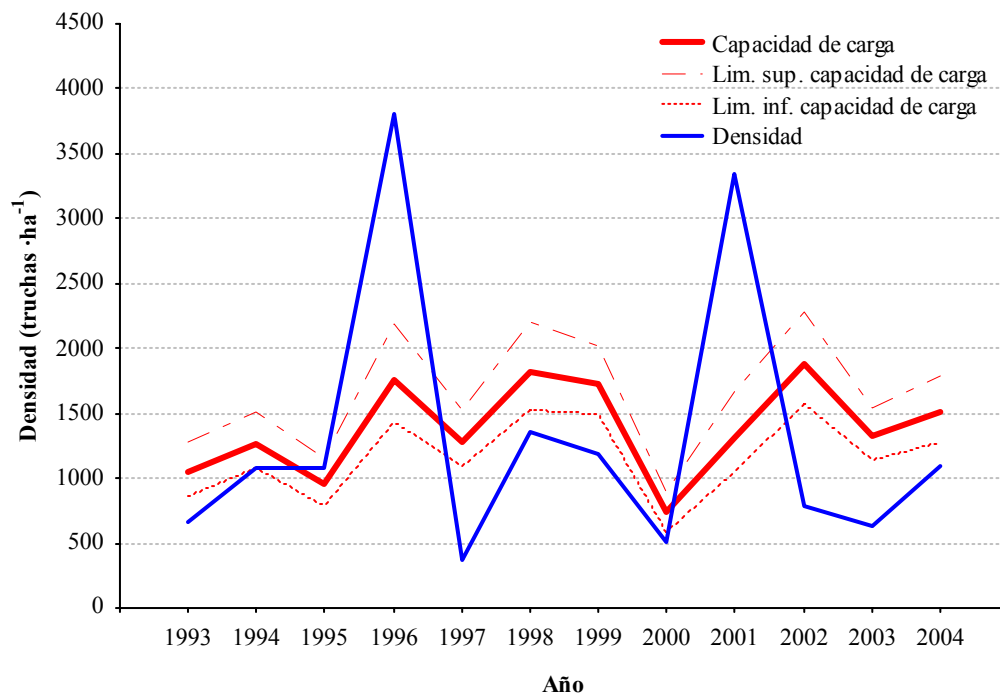
El estudio del hábitat revela que el 51.2% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. El tamaño medio de las truchas es mayor en esta localidad en relación a los tramos superiores. Por tanto, el tamaño medio del territorio para cada clase de edad es mayor y, en consecuencia, existe una menor proporción relativa de hábitat disponible. Este hecho, unido a la menor cantidad de hábitat potencialmente útil, propicia que la capacidad de carga de esta localidad sea la menor de las tres de la cuenca.

La densidad media de las truchas 0+ durante el periodo de estudio es prácticamente igual a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.17$ ,  $p > 0.05$ ). Así, la relación D/CC es de 96% (Figura 5.3.2.102). La densidad anual sufre grandes fluctuaciones que hacen que los valores se alejen del rango estimado de la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.33$ ,  $p > 0.05$ ). Así, el reclutamiento en los años 1996 y 2001 es muy elevado y se distancia en gran manera del rango de la capacidad de carga. En cambio, la densidad experimenta un descenso en 1997, 2002 y 2003 y queda algo por debajo de la capacidad de carga del tramo (Figura 5.3.2.103).



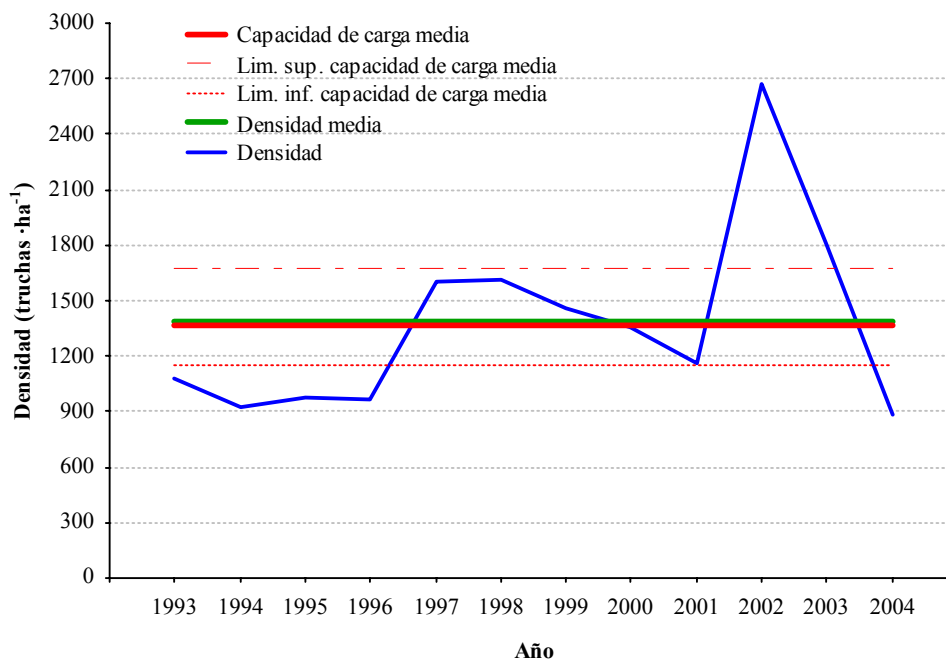


**Figura 5.3.2.102.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi.

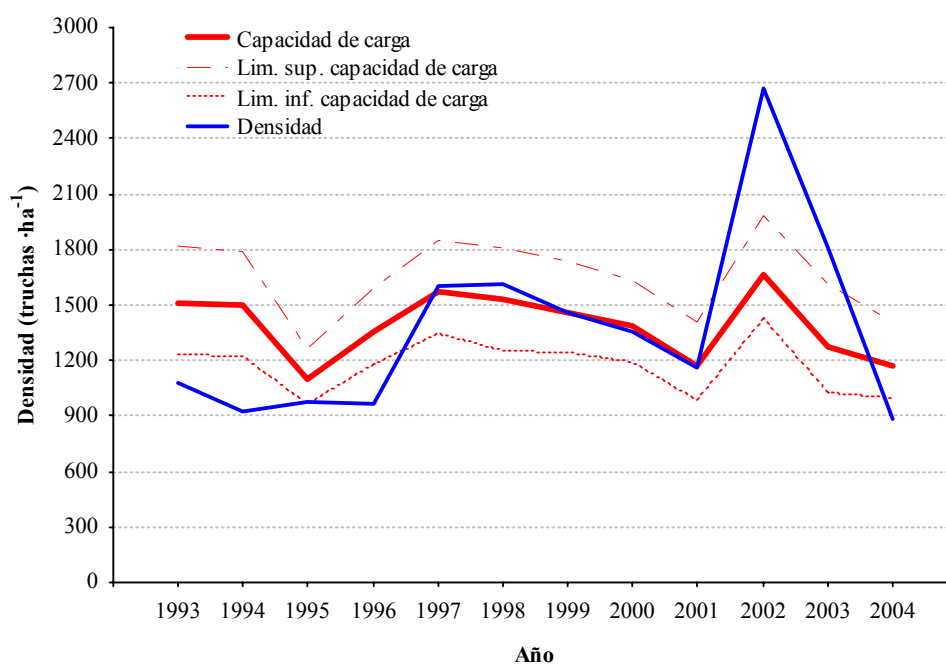


**Figura 5.3.2.103.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es prácticamente idéntica a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.01$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.104). La densidad anual se sitúa dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años estudiados (Figura 5.3.2.105), con valores medios en muchos casos prácticamente idénticos ( $n=12$ ,  $r=0.58$ ,  $p<0.05$ ).

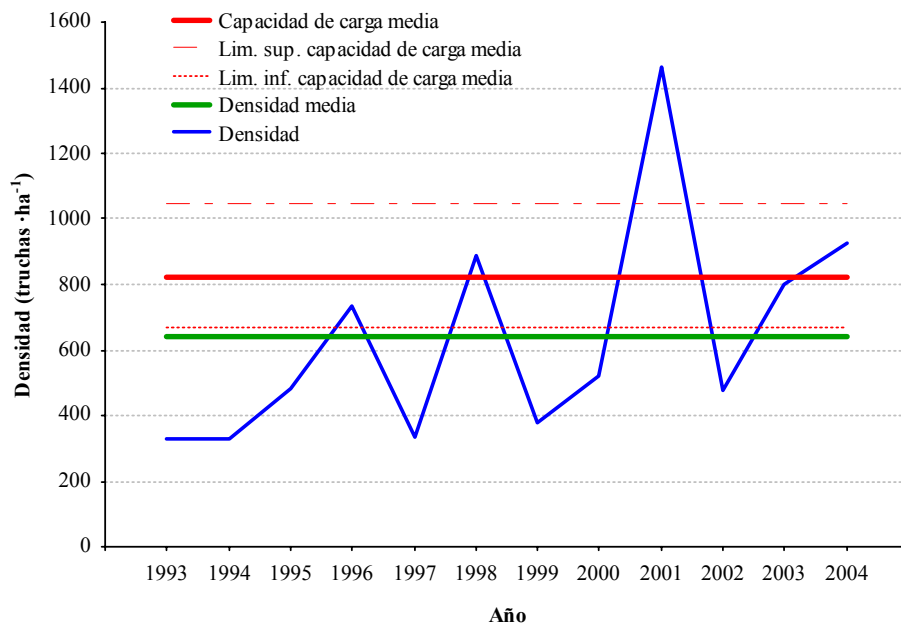


**Figura 5.3.2.104.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi.

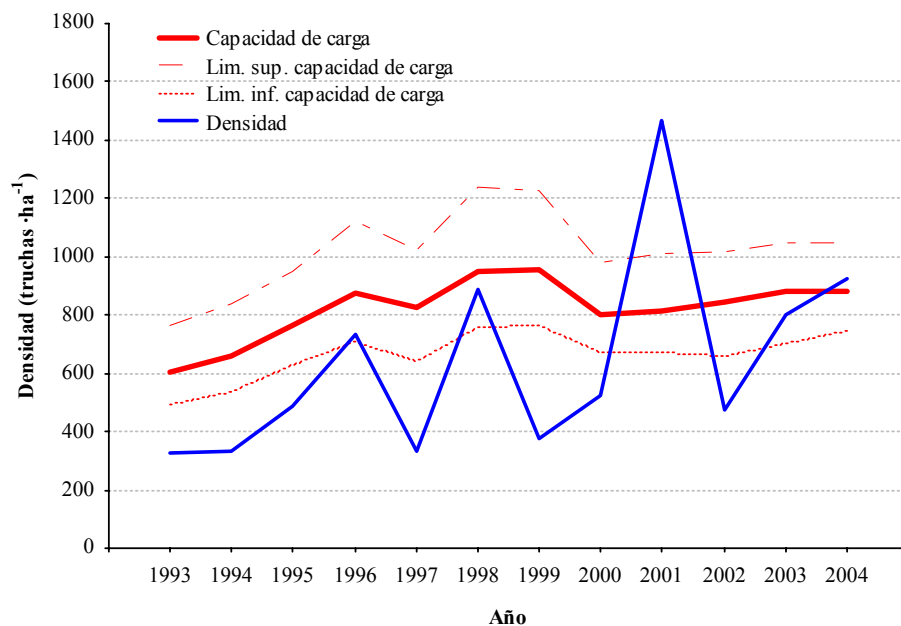


**Figura 5.3.2.105.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es inferior al rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.106), aunque el contraste de medias no reveló que la diferencia fuera significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.78$ ,  $p > 0.05$ ). Los valores de densidad se encuentran por debajo del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado. A partir del año 2001 parece existir una recuperación de la abundancia de las truchas adultas, permaneciendo la densidad dentro del rango estimado en los años 2001, 2003 y 2004 (Figura 5.3.2.107).



**Figura 5.3.2.106.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad superiores a 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi.



**Figura 5.3.2.107.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Como patrón general de la cuenca del Urrobi, se puede considerar que todas las localidades presentan poblaciones con un buen estado de conservación. En las tres localidades estudiadas, la densidad total y por clases de edad se encuentra dentro del rango estimado de la capacidad de carga media, salvo en el caso de las truchas de edades superiores a 1+ en las localidades de Espinal y Uriz, que se encuentran por debajo de la capacidad de carga (Tabla 5.3.2.20).

**Tabla 5.3.2.20.** Relación densidad-capacidad de carga media por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Urrobi durante el periodo de estudio (1993 a 1994).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Arrañosín</b> (1220)	90.1	100.0	100.0	100.0
<b>Espinal</b> (1250)	90.3	100.0	72.9	98.5
<b>Uriz</b> (1260)	91.3	100.0	77.7	91.5

Según se descende en altitud dentro de la cuenca, los valores de la capacidad de carga media son menores. Así, la localidad de cabecera del río Arrañosín presenta capacidades de carga extraordinariamente elevadas. Este arroyo tiene unas condiciones naturales muy buenas sin alteraciones graves, por lo que las truchas ocupan todo el hábitat del que disponen, registrándose las densidades más elevadas de todas las localidades estudiadas.

La capacidad de carga de la localidad de Espinal, situada en el curso alto del cauce principal es también alta, a pesar de ser menor que en el río Arrañosín. Existe un elevado porcentaje de hábitat potencialmente útil, especialmente para las truchas de edad 1+. Al no existir impactos graves en el tramo, éste presenta unas densidades dentro del rango estimado para la capacidad de carga. Las clases de edad superiores a 1+ son las únicas que se encuentran por debajo del rango de la capacidad de carga. La relación D/CC es del 73% en promedio y la falta de ajuste entre los dos parámetros puede deberse a la extracción de ejemplares por pesca deportiva. Así, la tasa de explotación en la localidad es muy alta (50%), a pesar de que el número medio de capturas anual no es elevado (62 truchas ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). Además, hay que tener en cuenta que los valores medios de los parámetros relativos a la pesca deportiva pueden estar subestimados. En este caso, la explotación es suficiente para que las truchas de clases de edad superiores se encuentren por debajo de la capacidad de carga estimada para el tramo.

La localidad de Uriz se encuentra en el tramo medio del río. El hábitat potencialmente útil es menor que en las dos restantes localidades estudiadas. Además, el tamaño medio relativo de las truchas es mayor, por lo que necesitan un territorio más amplio para vivir, disminuyendo así la tasa de ocupación potencial. Por tanto, la capacidad de carga del tramo es menor que en las dos localidades superiores, tratándose en cualquier caso de valores adecuados. En este tramo tampoco existen alteraciones severas, por lo que las truchas ocupan todo el hábitat disponible, siendo las clases de edad superiores a 1+ las únicas que se encuentran por debajo de la capacidad de carga. De hecho, la relación D/CC para estas clases de edad es del 78% en promedio, situándose la densidad media ligeramente por debajo del límite inferior del rango de la capacidad de carga media. Debido a que no se dispone de datos relativos a la incidencia de la pesca deportiva en la localidad de Uriz, no se puede aseverar que esta sea la causa de que las truchas de mayor edad presenten densidades inferiores a la capacidad de carga. Sin embargo, debido a la proximidad de la localidad de Espinal, las cifras pueden ser similares, explicando en gran medida el descenso en la densidad.

### Cuenca del río Erro

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas, comenzando por el arroyo de cabecera Sorogain, para comentar a continuación las localidades del río Erro según se desciende en altitud.

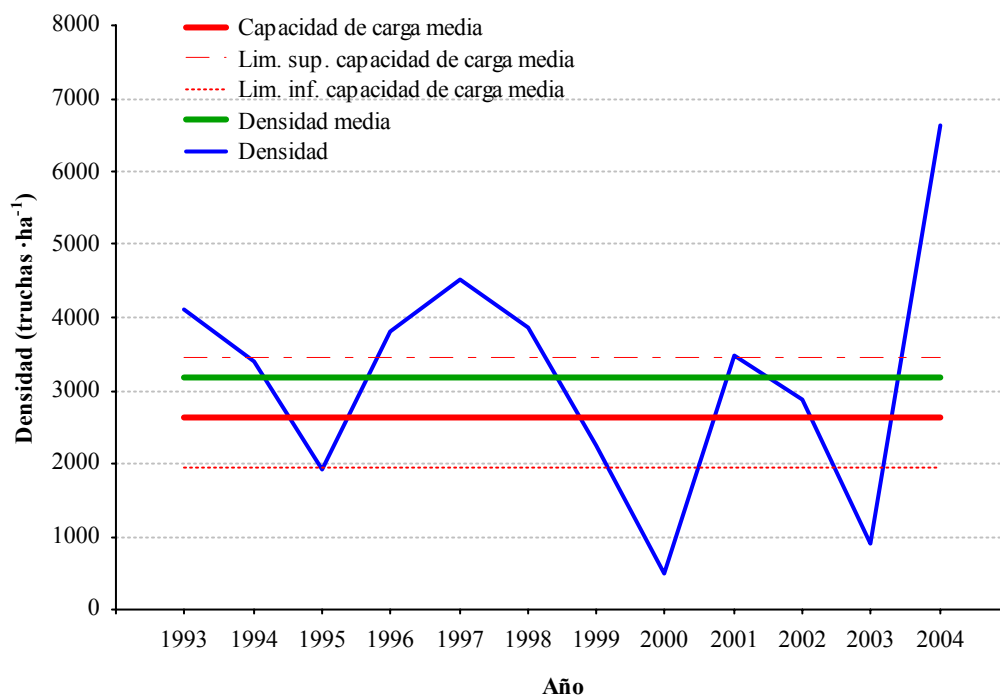
En la localidad del río Sorogain se observa que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra dentro del rango estimado de la capacidad de carga, presentando, por tanto, un excelente estado de conservación (Tabla 5.3.2.21).

**Tabla 5.3.2.21.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Sorogain en Sorogain (1310).

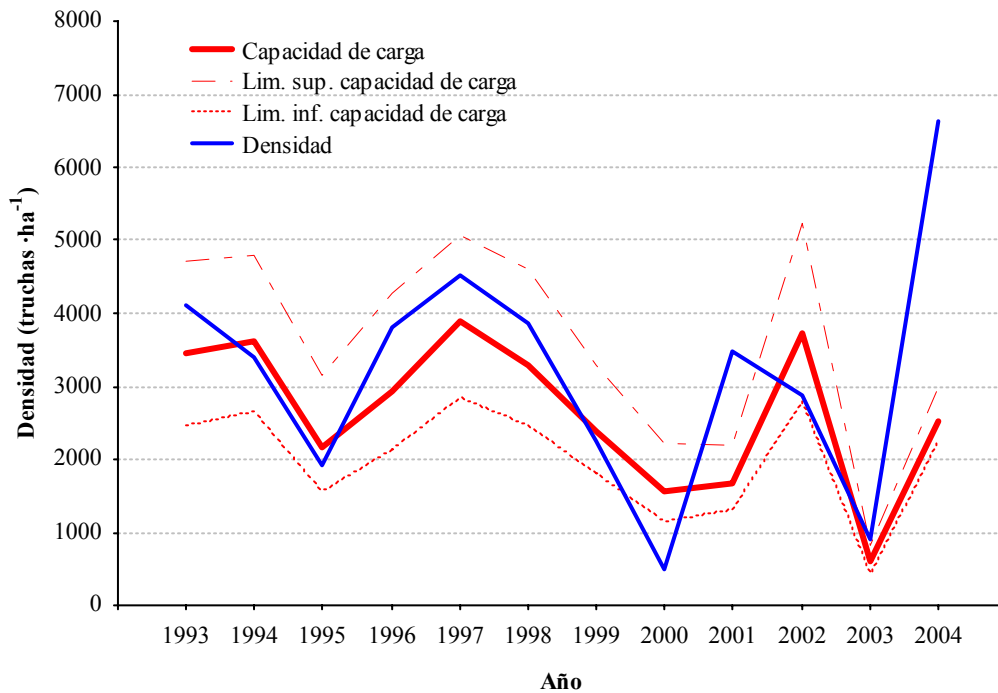
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	3187.9	2136.6	1547.3	6882.4
Capacidad carga CC	2638.4 (1958-3464)	2188.8 (1853-2635)	1380.3 (1145-1706)	6207.5 (4955-7805)
Relación D/CC	100.0	97.6	100.0	100.0

El estudio del hábitat revela que el 43% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe a la escasa profundidad media del tramo (16.4 cm) y la elevada superficie con profundidades inferiores a 15 cm (47%). Así, el hábitat disponible resulta más adecuado para las truchas de menor tamaño. Por otro lado, las truchas alcanzan en esta localidad un tamaño medio inferior al de las truchas de localidades situadas más abajo en el cauce del río Erro. En consecuencia, la tasa de ocupación potencial es mayor. Esto último motiva que, a pesar de que el hábitat potencialmente útil presente valores medios, la capacidad de carga estimada para el tramo resulte elevada. Las truchas aprovechan todo el hábitat disponible, de manera que las densidades registradas en la localidad son elevadas para todas las clases de edad.

La densidad media de las truchas 0+ es un 18% superior a la capacidad de carga estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.84$ ,  $p>0.05$ ), encontrándose dentro del rango estimado para ésta (Figura 5.3.2.108). El análisis de la evolución temporal de la densidad y de la capacidad de carga muestra que ambas variables se comportan de manera similar y siguen el mismo patrón a lo largo de los años estudiados ( $n=11$ ,  $r=0.78$ ,  $p<0.01$ ). Por tanto, la fluctuación de la densidad anual está muy relacionada con las variaciones en el hábitat disponible, que depende del caudal estival (Figura 5.3.2.109).

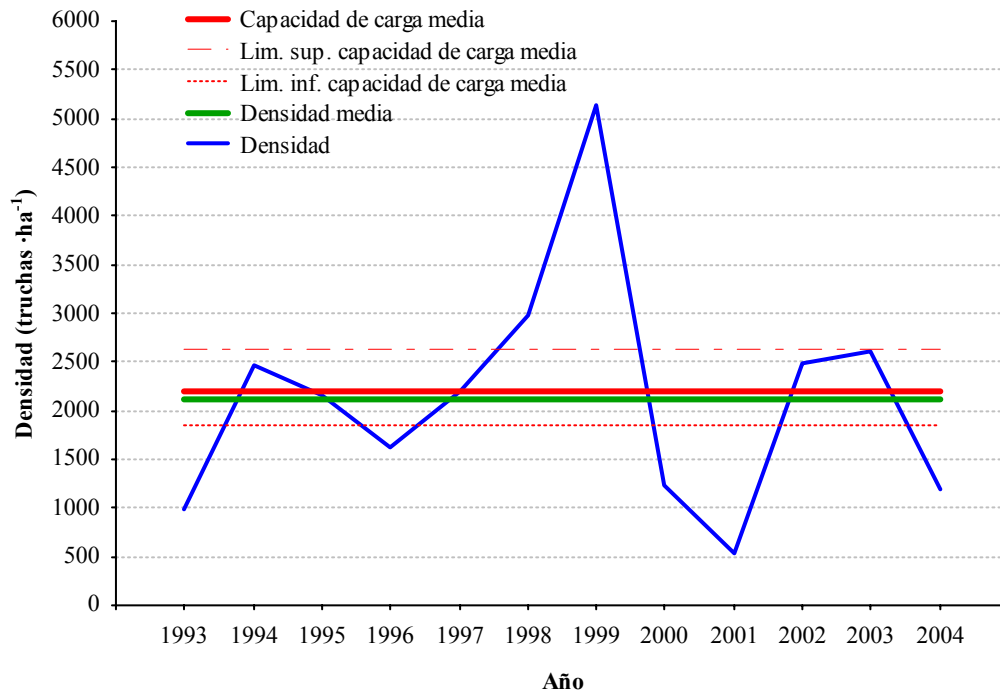


**Figura 5.3.2.108.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain.

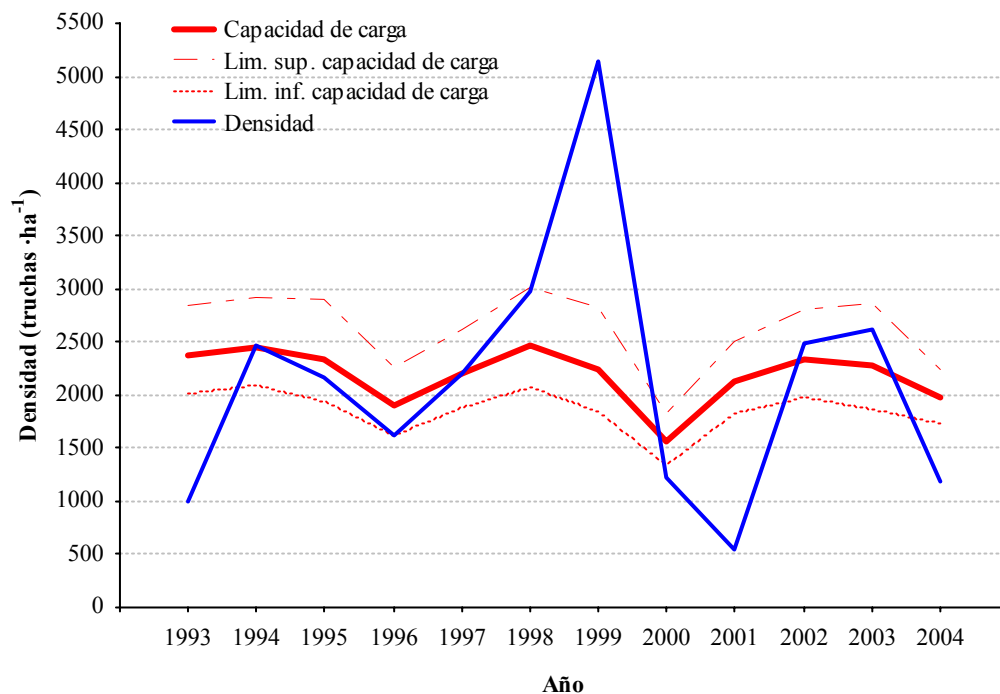


**Figura 5.3.2.109.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de la clase de edad 1+ es muy similar a la capacidad de carga media estimada para el tramo ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.14$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.110). La densidad anual sufre oscilaciones temporales que producen una disminución del ajuste en la relación D/CC. En la Figura 5.3.2.111 se aprecia que la densidad de la clase de edad 1+ se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga solamente en los años 1993, 2001 y 2004, probablemente debido al escaso reclutamiento que se produjo en los años precedentes. En el resto del periodo de estudio, la densidad anual de esta clase de edad permanece dentro del rango de la capacidad de carga, salvo en 1999 donde se produjo un gran aumento de esta variable y quedó por encima del rango. Sin tener en cuenta este año atípico, la densidad de juveniles esta muy condicionada por la capacidad de carga del medio ( $n=11$ ,  $r=0.61$ ,  $p < 0.05$ ).



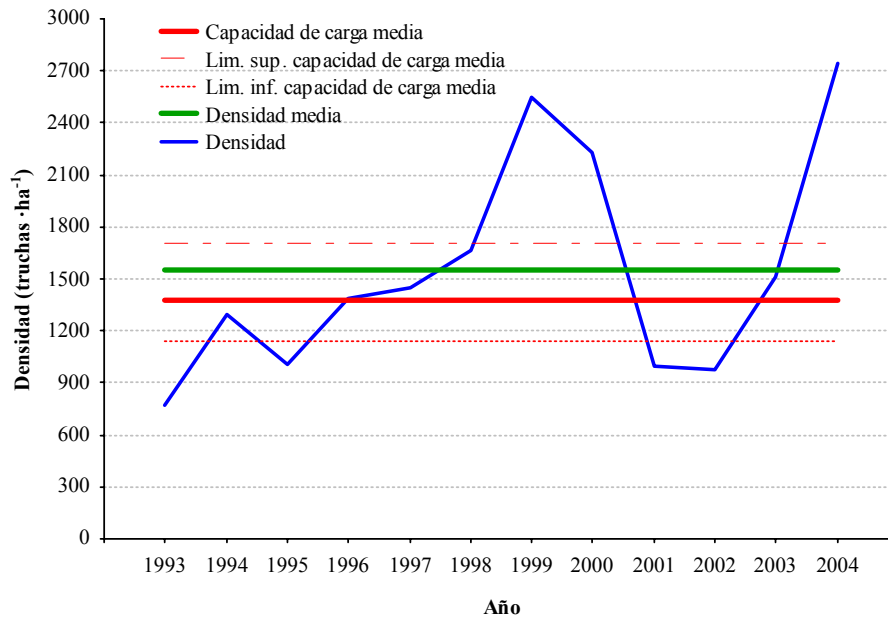
**Figura 5.3.2.110.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain.



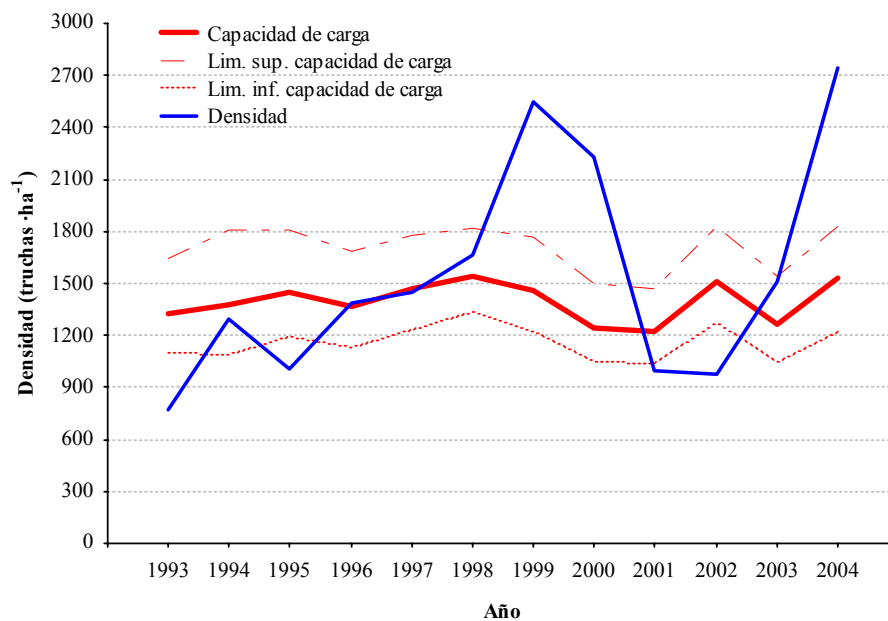
**Figura 5.3.2.111.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas de edad superior a 1+ alcanza un valor similar, aunque un 12% superior, a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.88$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.112). La densidad sufre fluctuaciones interanuales que conllevan una disminución del ajuste entre la densidad y la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.08$ ,  $p>0.05$ ). Así, la densidad estuvo por debajo del rango de la capacidad de carga en 1993 y 2002, mientras que en 1999, 2000 y 2004 este parámetro superó el rango estimado (Figura 5.3.2.113). La densidad anual permanece dentro del rango de la capacidad de carga en el resto de años estudiados.



**Figura 5.3.2.112.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain.



**Figura 5.3.2.113.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Sorogain (1310) del río Sorogain durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

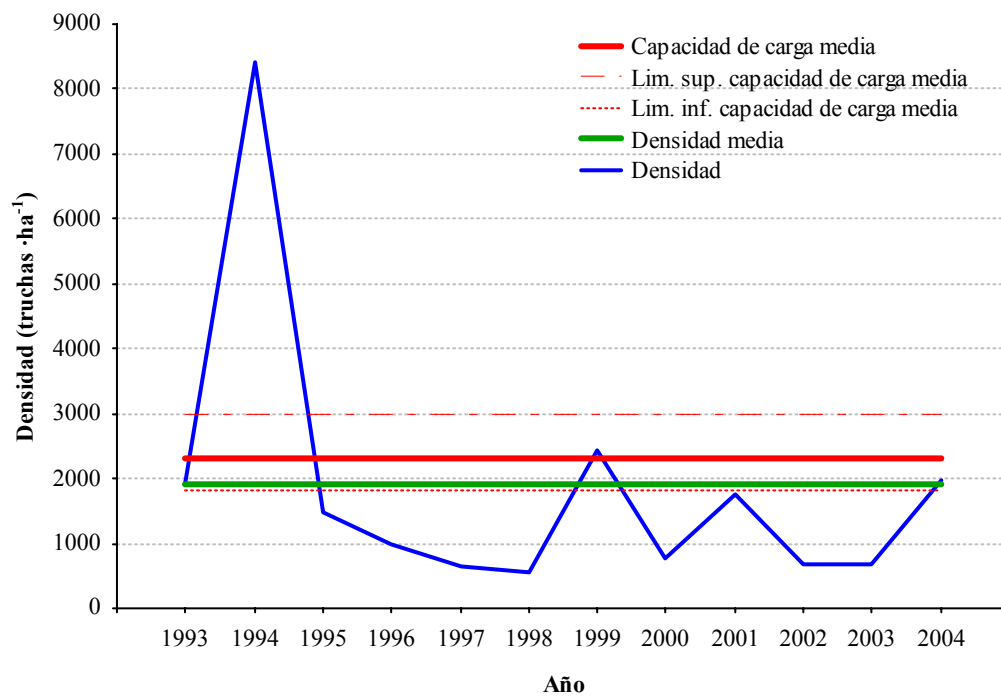
En la localidad del río Erro en Erro las clases de edad 1+ y superiores alcanzan valores de densidad media muy similares, aunque ligeramente superiores a la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.22). Sin embargo, la densidad media de truchas de la clase de edad 0+ se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, siendo la relación D/CC del 79%. Aún así, la densidad total media del tramo es similar a la capacidad de carga media estimada (t de Student,  $t_{1,22} = -$ ,  $p > 0.05$ ).

**Tabla 5.3.2.22.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Erro en Erro (1330).

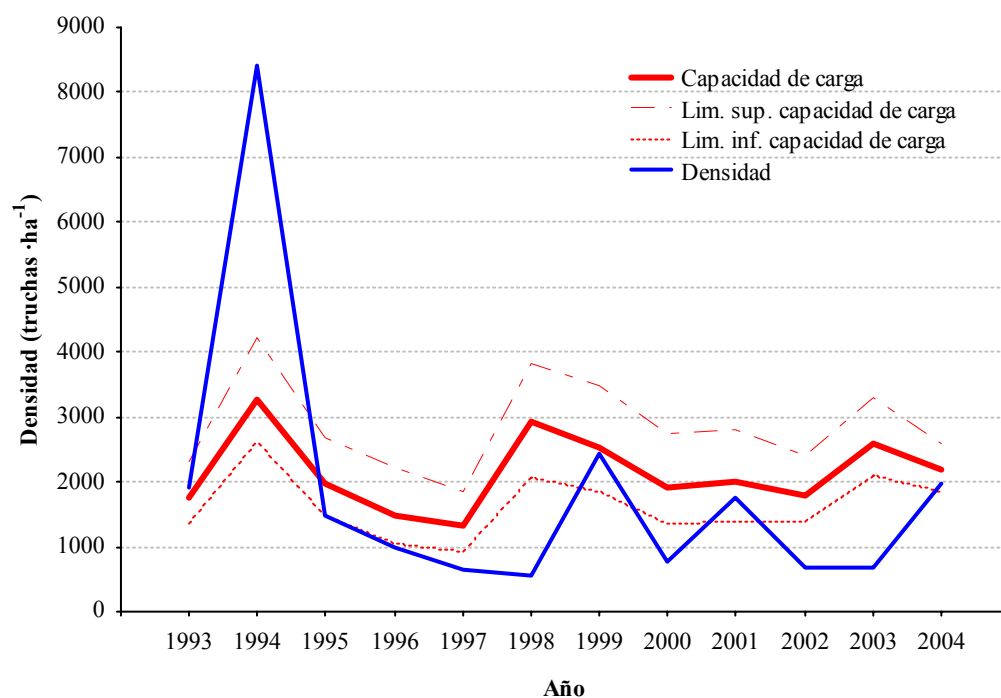
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1859.3	1782.9	852.6	4530.3
Capacidad carga CC	2327.1 (1804-3006)	1670.9 (1317-2195)	833.0 (720-977)	4831.4 (3841-6178)
Relación D/CC	79.0	100.0	100.0	92.1

El estudio del hábitat revela que tan solo el 36.6% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, debido principalmente a la escasez de zonas de refugio. De hecho, el 68% de la superficie del tramo corresponde a zonas sin refugio. Por tanto, la capacidad de carga estimada resulta adecuada para un tramo de estas características.

La densidad media de las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ es inferior a la capacidad de carga media, aunque no difiere significativamente (t de Student,  $t_{1,22} = -0.74$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.114). A pesar de que la densidad media se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga media, en la Figura 5.3.2.115 se puede apreciar que a partir de 1997 existen varios años (1998, 2000, 2002 y 2003) en los que la densidad de esta clase de edad fue inferior al rango de la capacidad de carga. Por el contrario, se detecta un incremento muy notable del reclutamiento en 1994, siendo muy superior a la capacidad de carga estimada. No obstante, las fluctuaciones en la densidad parecen asociadas a las variaciones en la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r=0.62$ ,  $p < 0.05$ ).

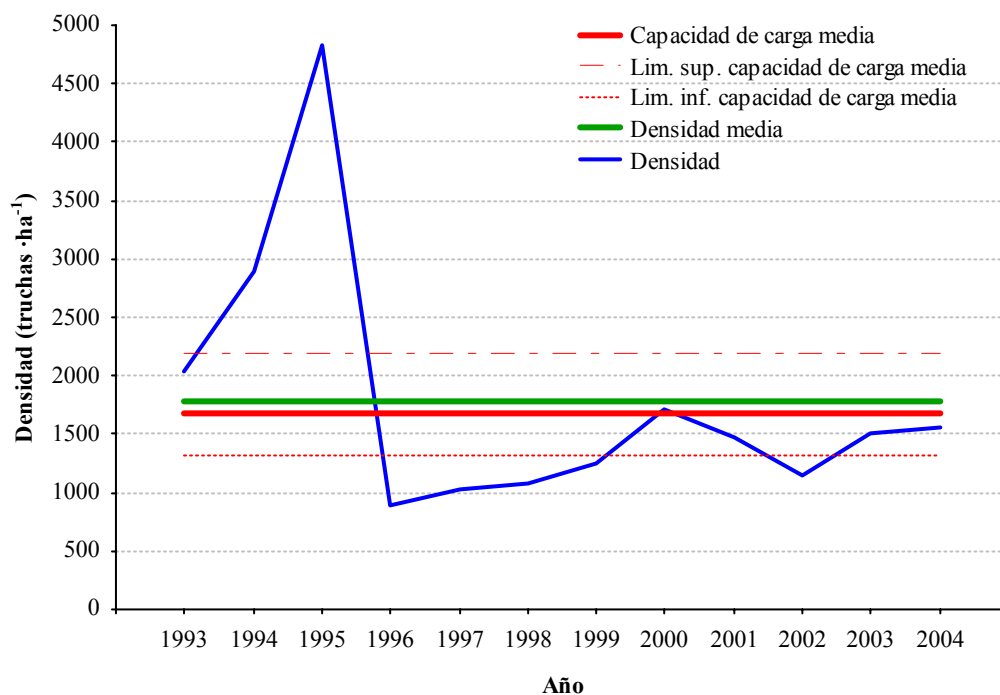


**Figura 5.3.2.114.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Erro (1330) del río Erro.

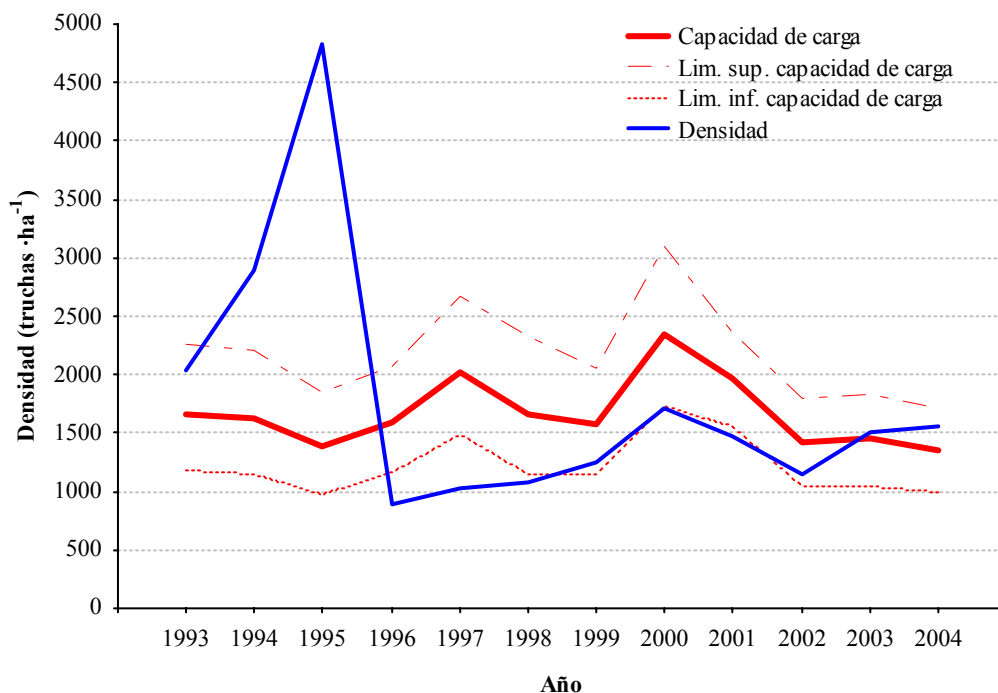


**Figura 5.3.2.115.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Erro (1330) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22}=0.34$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.116). En la Figura 5.3.2.117 se observa que, aunque la densidad media del periodo estudiado sea incluso un 7% superior a la capacidad de carga media estimada, existen dos años (1996 y 1997) en los que la densidad es inferior al rango de la capacidad de carga. Esto puede deberse al bajo reclutamiento existente en el tramo en algunos años. En cambio, la densidad registrada en 1994 y 1995 fue muy superior a la capacidad de carga estimada y en especial en 1995, hecho motivado por el elevado reclutamiento que se produjo en 1994. Por tanto, el reclutamiento parece controlar la dinámica temporal de la abundancia de juveniles en mayor grado que el hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r= -0.28$ ,  $p>0.05$ ).

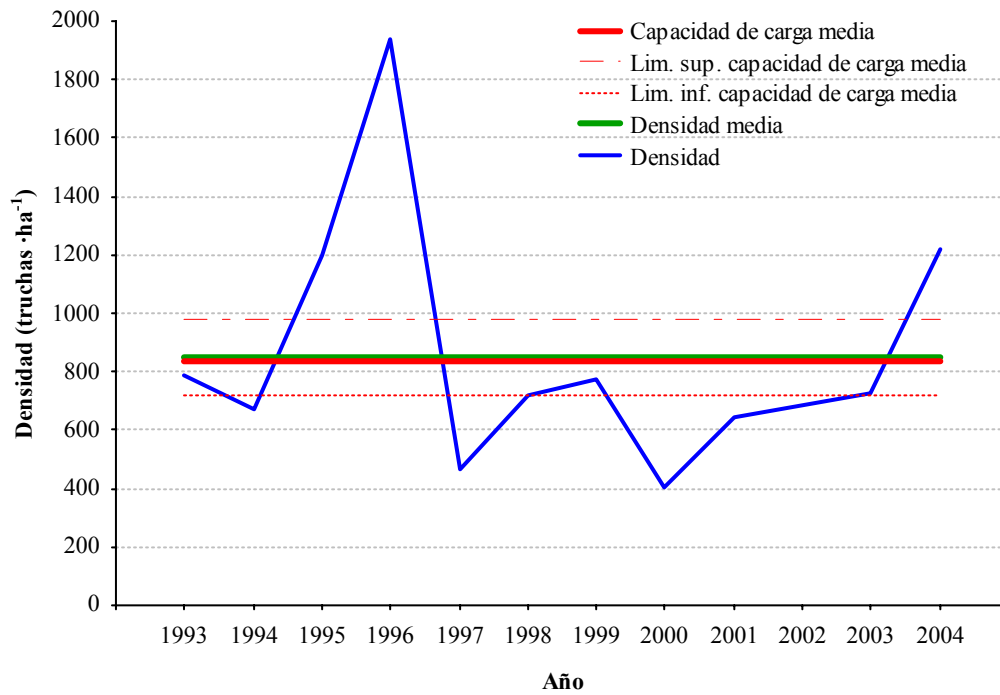


**Figura 5.3.2.116.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Erro (1330) del río Erro.

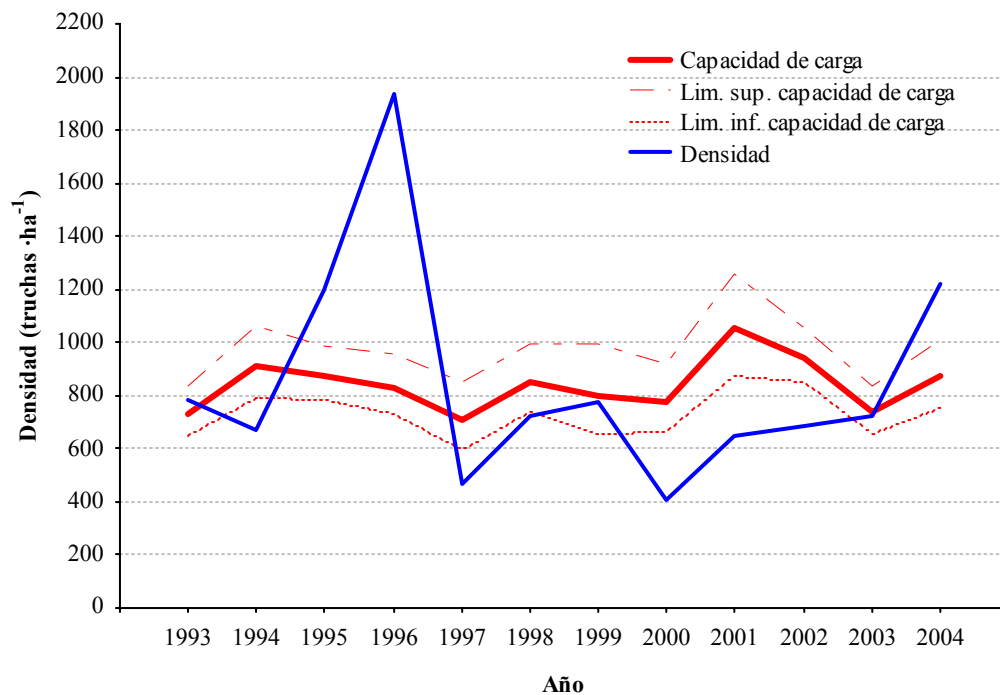


**Figura 5.3.2.117.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Erro (1330) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Finalmente, la densidad media de las truchas de edad superior a 1+ es prácticamente idéntica a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.14$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.118). Existen años en los que la densidad anual se encuentra tanto por encima como por debajo del rango de la capacidad de carga. Sin embargo, teniendo en cuenta la totalidad de los años estudiados, las densidades se encuentran dentro del rango de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.119). Del mismo modo que en clases de edad anteriores, en algunos años como 1995 y especialmente en 1996, la densidad registrada fue muy superior a la estimada a partir del hábitat disponible, hecho que en gran medida se debe al aumento considerable de la densidad de truchas de la clase de edad 1+ producido en 1994 y, sobre todo, en 1995.



**Figura 5.3.2.118.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Erro (1330) del río Erro.



**Figura 5.3.2.119.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Erro (1330) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

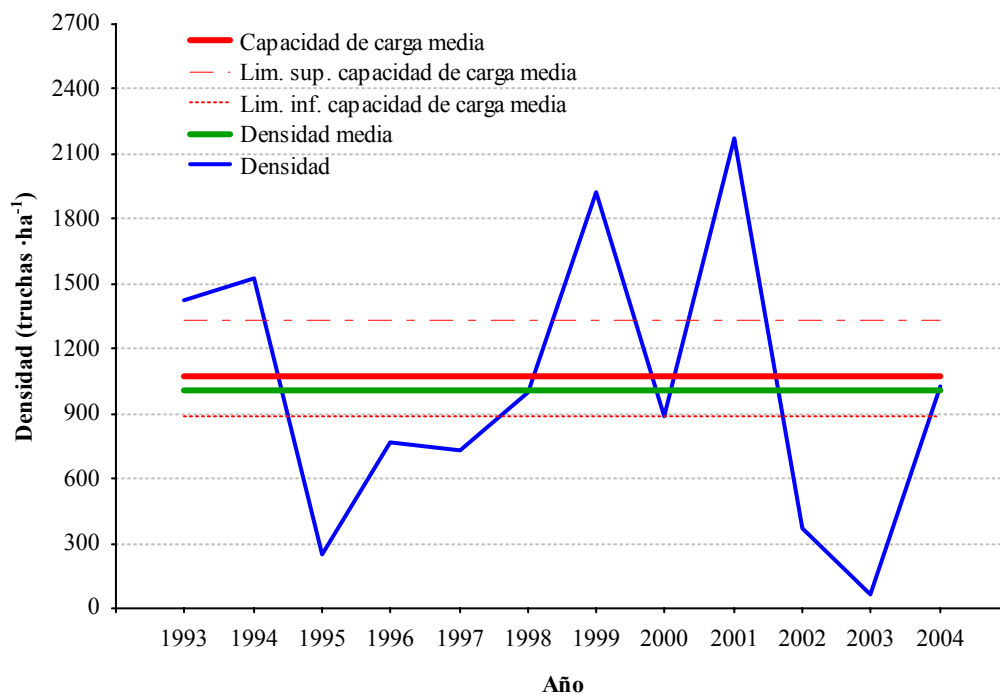
En la localidad del río Erro en Zunzarren se observa que la densidad media de las clases de edad superiores a 0+ se encuentra por debajo de la capacidad de carga media estimada (Tabla 5.3.2.23). En cambio, la densidad media de las truchas de edad 0+ es muy similar a la capacidad de carga media. En consecuencia, la densidad total media del tramo resulta inferior a la capacidad de carga total media estimada, siendo la relación D/CC total del tramo del 84.4%.

**Tabla 5.3.2.23.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad de carga, por clases de edad y total, en la localidad del río Erro en Zunzarren (1340).

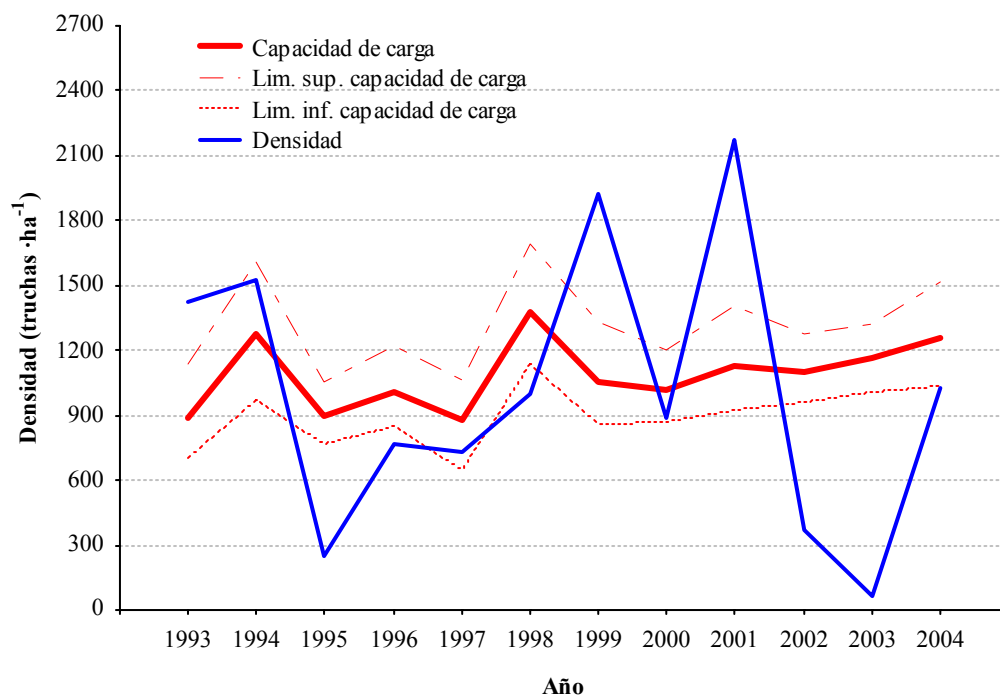
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1011.2	433.8	127.6	1578.9
Capacidad carga CC	1110.2 (887-1330)	571.7 (484-689)	175.4 (143-222)	1818.9 (1514-2240)
Relación D/CC	91.1	75.9	70.6	84.4

El estudio del hábitat revela que tan solo el 20.1% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, debido a que la mayor parte del tramo corresponde a zonas de escasa profundidad sin refugio. El hecho de que el hábitat disponible sea menor y el tamaño medio de las truchas sea mayor en relación con las otras dos localidades situadas en tramos de mayor altitud, propicia que la capacidad de carga de esta localidad sea la menor de las tres y que en términos generales la capacidad de carga estimada sea baja.

La densidad media de la clase de edad 0+ durante el periodo de estudio fue prácticamente igual a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.39$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.120). La densidad anual sufre grandes fluctuaciones alrededor del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.121). Así, hay un patente descenso de la densidad en los años 1995, 2002 y, especialmente, 2003 que produce su distanciamiento de la capacidad de carga. La densidad en 2003 descendió a un nivel mínimo, registrándose un valor de tan sólo 61.7 truchas ha<sup>-1</sup>. Por el contrario, en 1999 y 2001 se registra un incremento del reclutamiento que supera el rango estimado de la capacidad de carga. Todas estas variaciones parecen independientes de la disponibilidad de hábitat ( $n=12$ ,  $r=0.18$ ,  $p > 0.05$ ).



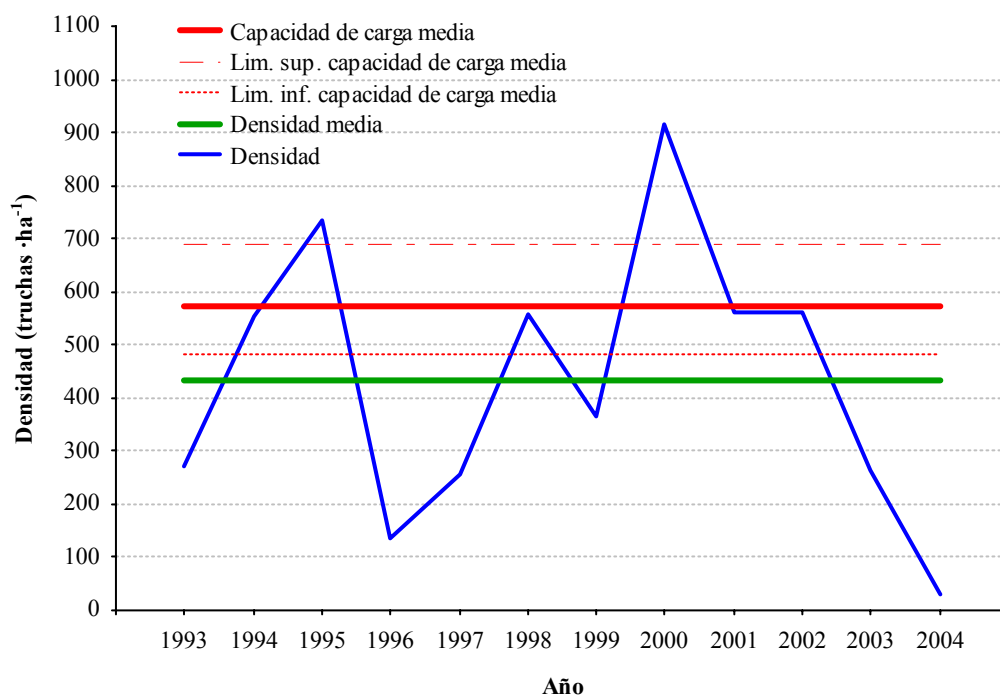
**Figura 5.3.2.120.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro.



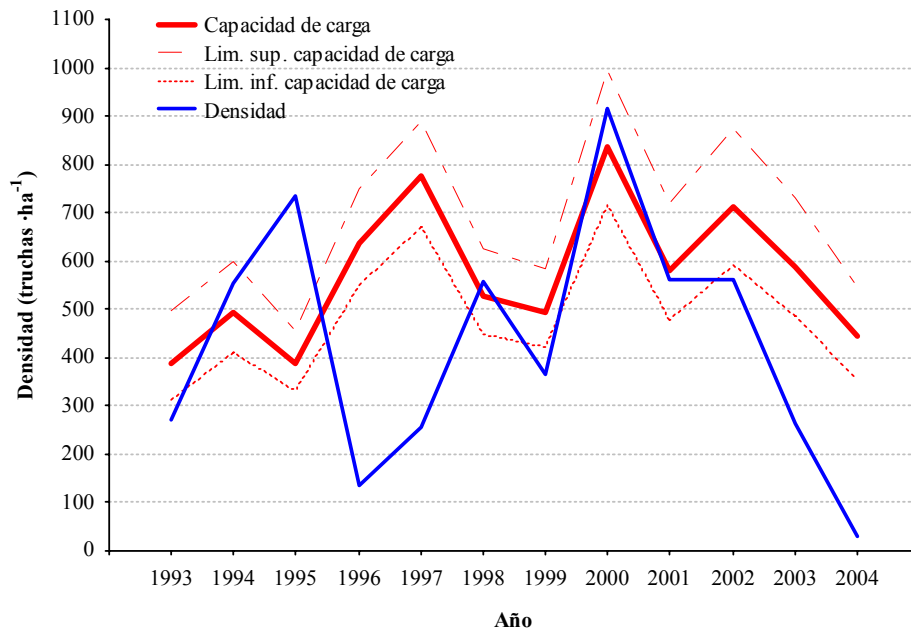
**Figura 5.3.2.121.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas 1+ es menor que el rango estimado para la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.122), aunque los análisis no mostraron que la diferencia fuese estadísticamente significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.61$ ,  $p > 0.05$ ). La relación D/CC media para esta clase de edad es del 76%. La densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado. Sin embargo, existen varios años (1996, 1997, 2003 y 2004) en los que la densidad es muy inferior a la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.123), hecho motivado en gran medida por el bajo reclutamiento ocurrido en los años precedentes. Este descenso provoca que la densidad media de esta clase de edad sea menor que el rango de la capacidad de carga. Las fluctuaciones en la densidad están determinadas por las variaciones en la capacidad de carga ( $n=10$ ,  $r=0.64$ ,  $p < 0.05$ ), con la excepción de los años 1995 y 1996 en los que la abundancia de juveniles está marcada por el incremento demográfico y posterior declive en el reclutamiento.

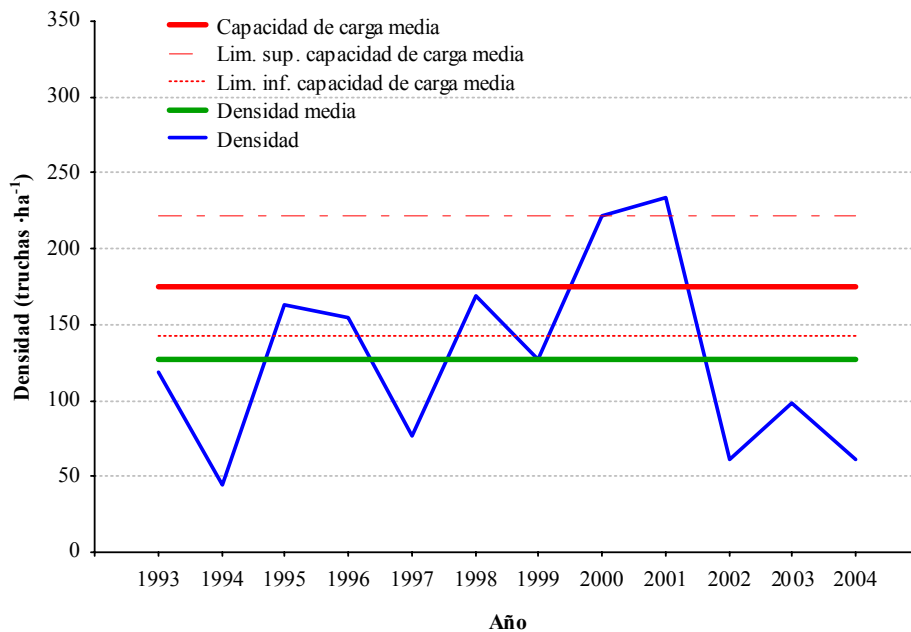


**Figura 5.3.2.122.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro.

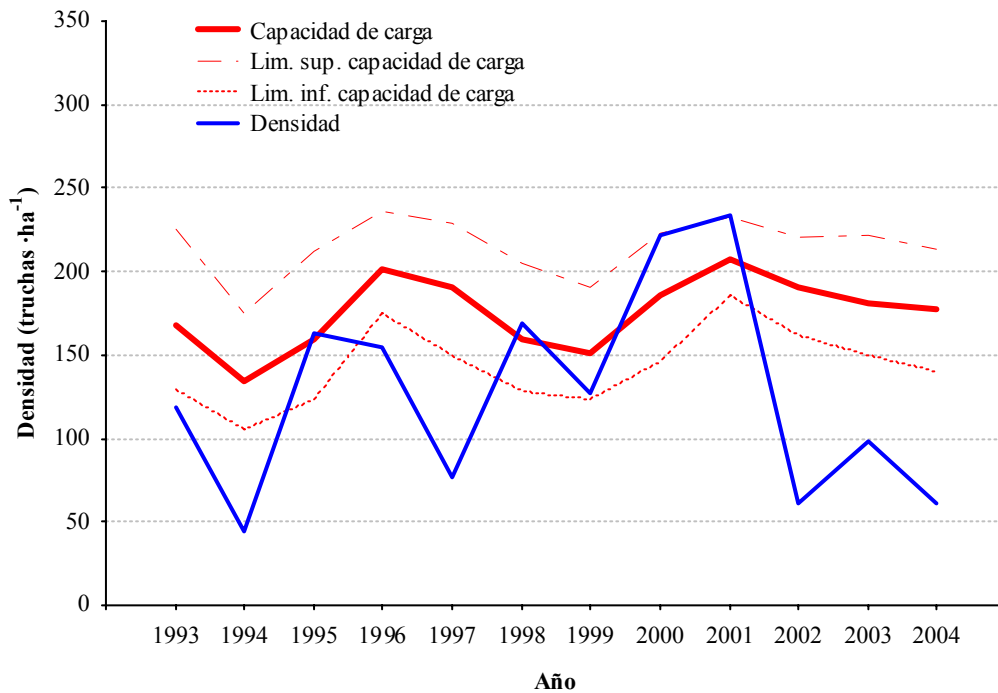


**Figura 5.3.2.123.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Por último, la densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.51$ ,  $p < 0.05$ ), de modo que la relación D/CC es del 71% (Figura 5.3.2.124). La densidad se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado, especialmente durante los tres últimos años (Figura 5.3.2.125). Por otro lado, salvo estos tres últimos años, la variación en la densidad viene determinada por cambios en la disponibilidad de hábitat ( $n=9$ ,  $r=0.69$ ,  $p < 0.05$ ).



**Figura 5.3.2.124.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro.



**Figura 5.3.2.125.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y de la capacidad de carga en la localidad de Zunzarren (1340) del río Erro durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Como patrón general de la cuenca del Erro, todas las localidades presentan poblaciones con un buen estado de conservación. En las tres localidades la densidad total y por clases de edad se encuentran dentro del rango estimado para la capacidad de carga, salvo en la localidad de Zunzarren donde las truchas de edades superiores a 1+ se sitúan ligeramente por debajo del rango establecido (Tabla 5.3.2.24).

**Tabla 5.3.2.24.** Relación densidad-capacidad de carga media por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Erro durante el periodo de estudio (1993 a 1994).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Sorogain (1310)</b>	100.0	97.6	100.0	100.0
<b>Erro (1330)</b>	79.0	100.0	100.0	92.1
<b>Zunzarren (1340)</b>	91.1	75.9	70.6	84.4

Según se descende en altitud dentro de la cuenca, las capacidades de carga medias estimadas son menores. Así, en la localidad de cabecera, situada en el arroyo Sorogain, la capacidad de carga del tramo es elevada. El arroyo presenta unas condiciones naturales muy buenas y sin alteraciones graves, por lo que las truchas ocupan todo el hábitat disponible y se registran las densidades más elevadas de toda la cuenca.

En la localidad de Erro, situada en el curso alto de la cuenca, la capacidad de carga estimada para el tramo es menor que en el río Sorogain. Todas las clases de edad presentan densidades medias que permanecen dentro del rango estimado para la capacidad de carga. Sin embargo, la densidad media de la clase de edad 0+ se encuentra algo alejada de la capacidad de carga media, con una relación D/CC del 79%.

En el tramo medio, la capacidad de carga estimada para la localidad de Zunzarren resulta baja, debido a que el hábitat potencialmente útil es de tan sólo el 20%. La clase de edad 0+ se encuentra muy ajustada, en general, a los valores de capacidad de carga estimados. Sin embargo, la densidad de esta clase de edad sufre en ocasiones descensos notables encontrándose muy por debajo de la capacidad de carga. Por ello, a pesar de que la densidad media durante el periodo de estudio es muy similar al valor de la capacidad de carga media, pueden existir problemas en el reclutamiento poblacional. Estos fallos en el reclutamiento se transmiten al resto de clases de edad, que presentan una densidad media por debajo del rango de la capacidad de carga media. La localidad de Zunzarren no se puede considerar como gravemente alterada, pero las condiciones ambientales y de hábitat no parecen las más adecuadas para albergar densidades elevadas de truchas. De este modo, las condiciones ambientales comienzan a resultar algo adversas en esta zona de la cuenca, alcanzándose en verano temperaturas superiores a 21 °C. Además, la presencia de otras especies de peces en el tramo, especialmente de ciprínidos, empieza a ser frecuente.

### Cuenca del río Arga

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas de la cuenca del río Arga según se descende en altitud.

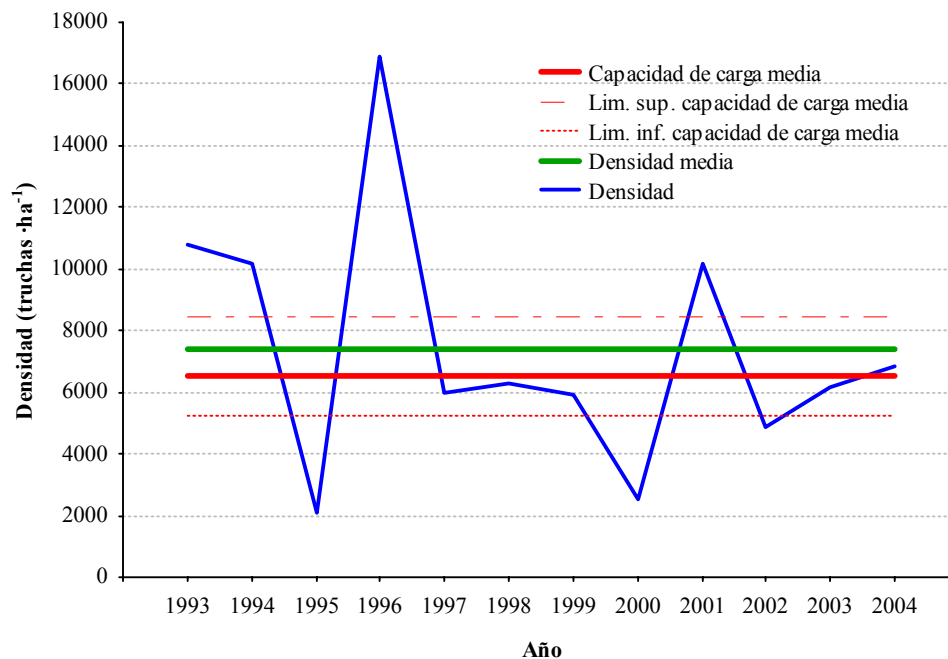
En la localidad de Quinto Real, las densidades medias de todas las clases de edad se encuentran dentro de los límites del rango de capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.25).

**Tabla 5.3.2.25.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Arga en Quinto Real (1420).

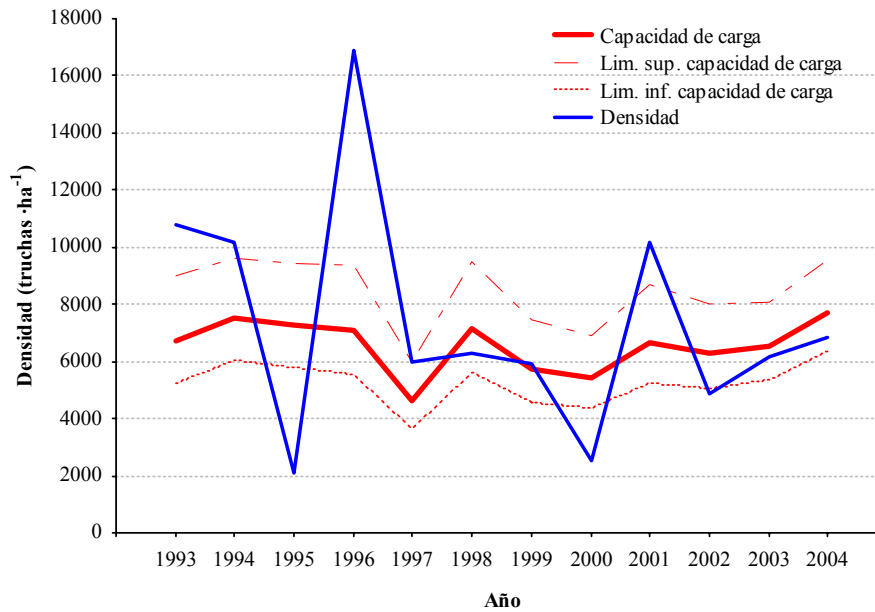
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	7397.1	2758.6	405.2	10560.9
Capacidad carga CC	6564.6 (5249.3-8456.2)	2525.1 (2157.1-3003.3)	418.4 (361.9-501.3)	9508.1 (7768.2-11960.8)
Relación D/CC	100.0	100.0	96.8	100.0

El estudio de hábitat revela que el 54.4% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, resultando muy adecuado especialmente para las truchas de edad 0+. En esta localidad las truchas alcanzan un tamaño medio inferior al de las truchas de localidades situadas aguas abajo en el cauce del río Arga. En consecuencia, la tasa de ocupación potencial es elevada. Esto hace que la localidad presente finalmente una capacidad de carga alta. Las truchas aprovechan todo el hábitat disponible, por lo que las densidades registradas en la localidad son muy elevadas, en especial para las clases de edad 0+ y 1+. En cambio, la capacidad de carga media estimada para las truchas de mayor edad resulta muy inferior al resto.

La densidad media de truchas 0+ de la localidad resulta superior a la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.126), pero no se observaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.69$ ,  $p>0.05$ ). La densidad permanece dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.127). Sin embargo, las oscilaciones que se producen en las densidades anuales provocan que, en algunos años concretos, la densidad resulte inferior a la capacidad de carga, como ocurre en los años 1995 y 2000. También existen años en los que se registran densidades extraordinariamente altas, como en 1996, donde se alcanza una densidad de casi 17000 truchas  $ha^{-1}$ , que supera ampliamente la capacidad de carga estimada. De hecho, si se analiza la evolución de la densidad anual durante el periodo estudiado sin incluir el año 1996 en el análisis, la densidad media es de 6534.3 truchas  $ha^{-1}$ , cifra casi idéntica a la capacidad de carga media estimada en el tramo para la clase de edad 0+, de 6564.6 truchas  $ha^{-1}$ .

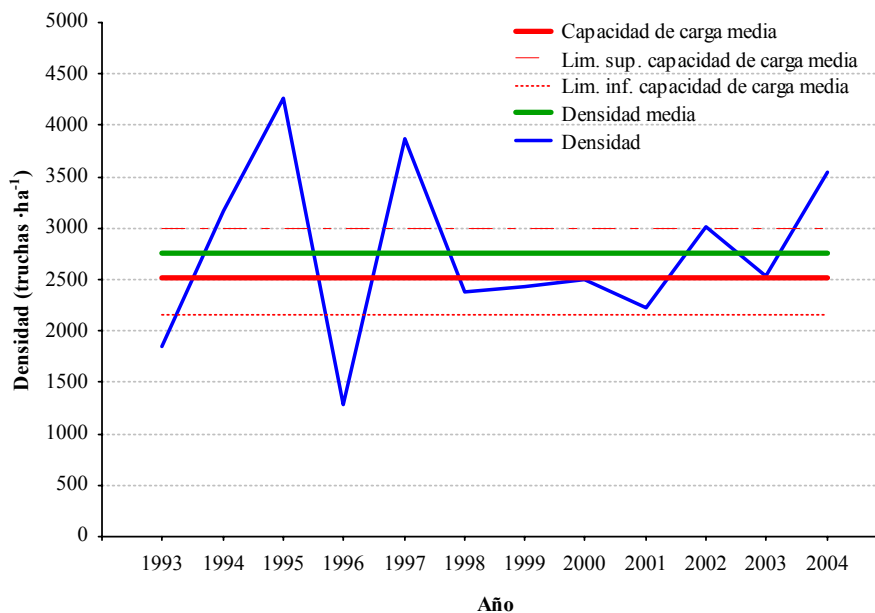


**Figura 5.3.2.126.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.

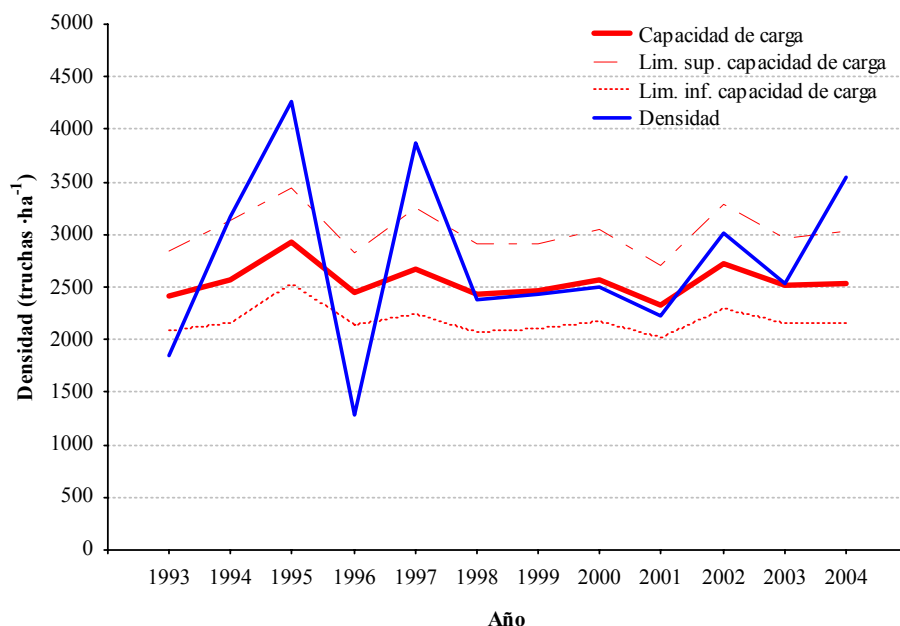


**Figura 5.3.2.127.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Quinto Real (1420) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ resulta también ligeramente superior a la capacidad de carga media estimada para el tramo ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.94$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.128). La densidad se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga únicamente en los años 1993 y 1996 (Figura 5.3.2.129). La densidad permanece dentro del rango de la capacidad de carga el resto de años del periodo estudiado, salvo en 1994, 1997 y 2004, en los que fue superior, debido a la elevada abundancia de alevines registradas en los años precedentes. Así, las series temporales de densidad y capacidad de carga están correlacionadas significativamente ( $n=12$ ,  $r=0.69$ ,  $p<0.05$ ).

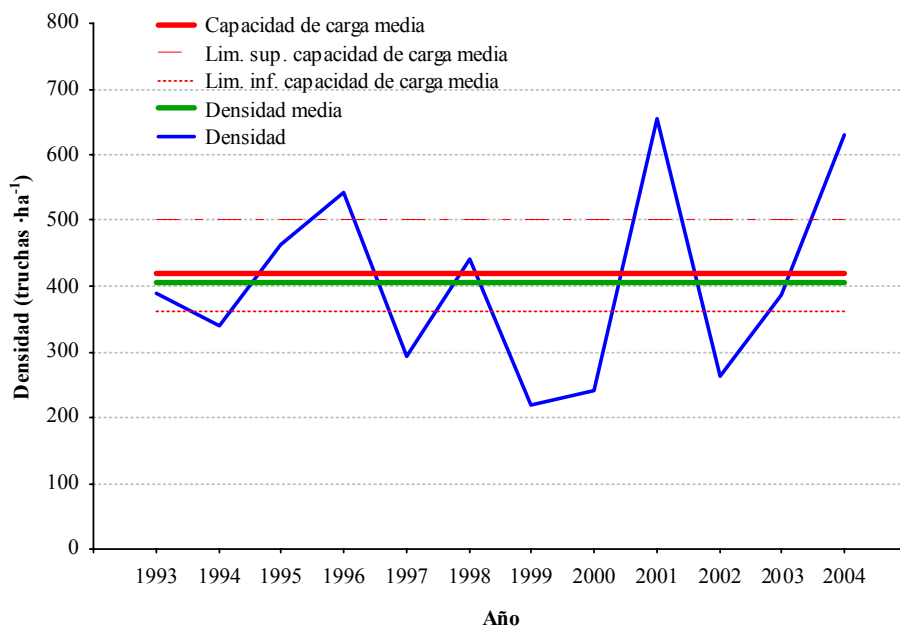


**Figura 5.3.2.128.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.

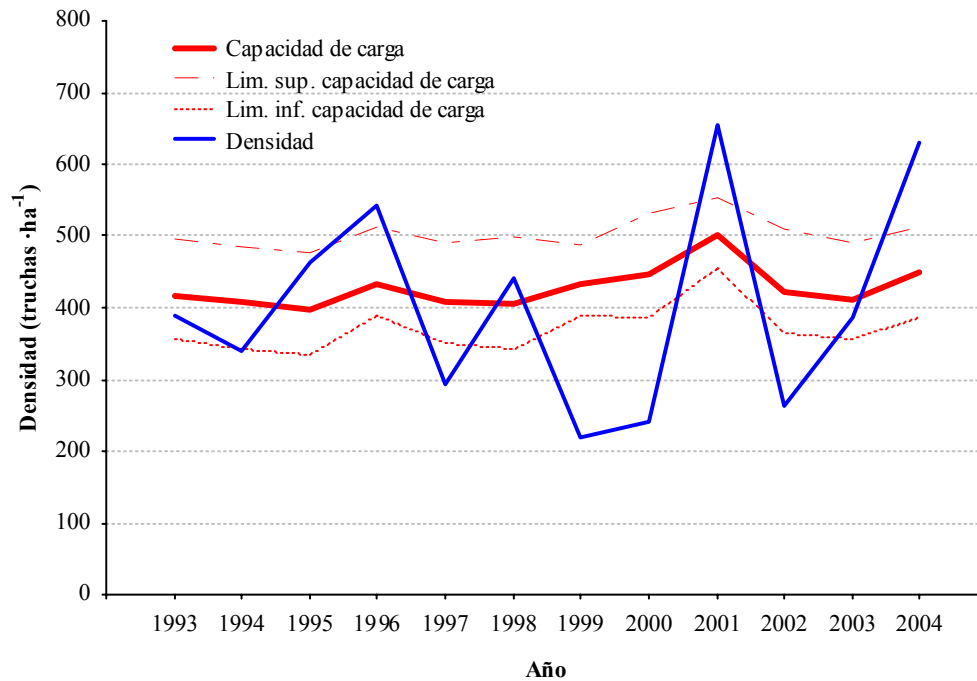


**Figura 5.3.2.129.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Quinto Real (1420) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es muy similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.34$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC del 97% (Figura 5.3.2.130). En general, la capacidad de carga estimada es baja, ya que las condiciones de hábitat del tramo no son las más adecuadas para albergar grandes densidades de truchas de edades superiores a 1+. En la Figura 5.3.2.131 se observa que las densidades se encuentran distanciadas del rango de la capacidad de carga únicamente en los años 1999, 2000 y 2002.



**Figura 5.3.2.130.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Quinto Real (1420) del río Arga.



**Figura 5.3.2.131.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Quinto Real (1420) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad de Urtasun (1440), todas las clases de edad presentan valores de densidad media dentro del rango de la capacidad de carga media, salvo las truchas de edades superiores a 1+, cuya densidad media es algo inferior al rango estimado (Tabla 5.3.2.26). De este modo, la densidad media total del tramo es inferior a la capacidad de carga media total pero permaneciendo dentro del rango estimado. De hecho, la relación D/CC total del tramo es del 96%.

**Tabla 5.3.2.26.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Arga en Urtasun (1440).

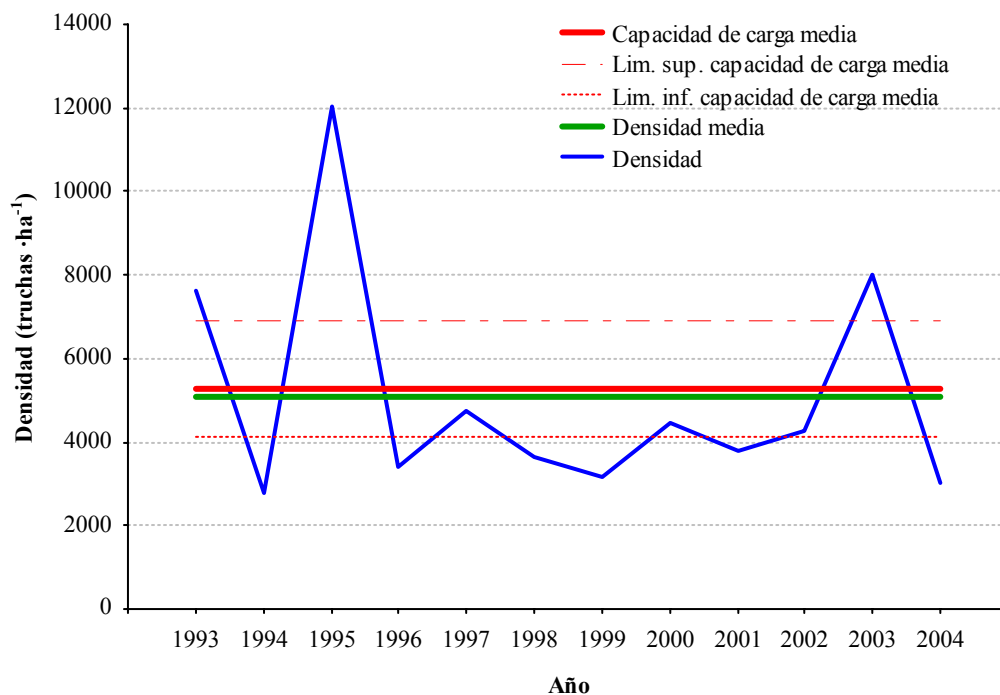
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	5075.3	2385.0	411.9	7872.2
Capacidad carga CC	5262.0 (4140.8-6927.6)	2411.7 (1974.0-3026.8)	528.2 (440.4-649.1)	8201.9 (6555.2-10603.4)
Relación D/CC	96.5	98.9	78.0	96.0

El estudio del hábitat revela que el 52.2% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. El hábitat existente parece especialmente adecuado para las truchas de edad 0+, presentando así el tramo un valor elevado de capacidad de carga para esta clase de edad. La capacidad de carga media total del tramo es alta.

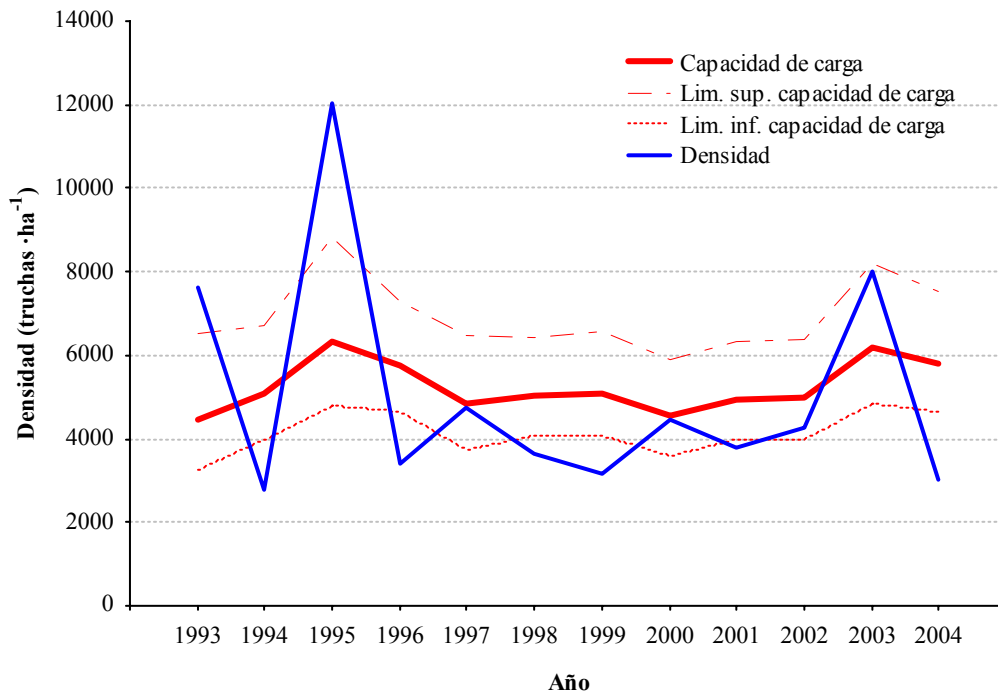


La localidad de Urtasun se sitúa aguas abajo del embalse de Eugi, por tanto es un tramo hidrológicamente regulado. Habría que analizar profundamente el grado de alteración existente en el régimen de caudales natural del río, así como su posible impacto en las condiciones de hábitat del tramo, para poder evaluar si la capacidad de carga estimada del tramo puede ser superior a la actual. Lo que sí se puede afirmar es que con el régimen actual de caudales y las condiciones de hábitat existentes, la densidad media de truchas que presenta el tramo se encuentra dentro del rango estimado para la capacidad de carga. Aún así, el tramo presenta varios años del periodo estudiado en los que la densidad registrada es inferior a la capacidad de carga, especialmente en el caso de las truchas de edad 0+ y superiores a 1+. Esto puede estar relacionado con las altas temperaturas del agua existentes en verano en la localidad, pudiendo llegar a impedir un normal desarrollo de las poblaciones en los años de bajo caudal y altas temperaturas.

La densidad media de las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ es similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.23$ ,  $p > 0.05$ ), y presenta una relación D/CC del 97% (Figura 5.3.2.132). La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo de estudio (Figura 5.3.2.133). La densidad anual de truchas de la clase de edad 0+ se distancia del rango estimado únicamente en 1995 y 2004. A pesar de estas pequeñas diferencias, la densidad de alevines parece estar determinada por el hábitat disponible ( $n=10$ ,  $r=0.65$ ,  $p < 0.05$ ).

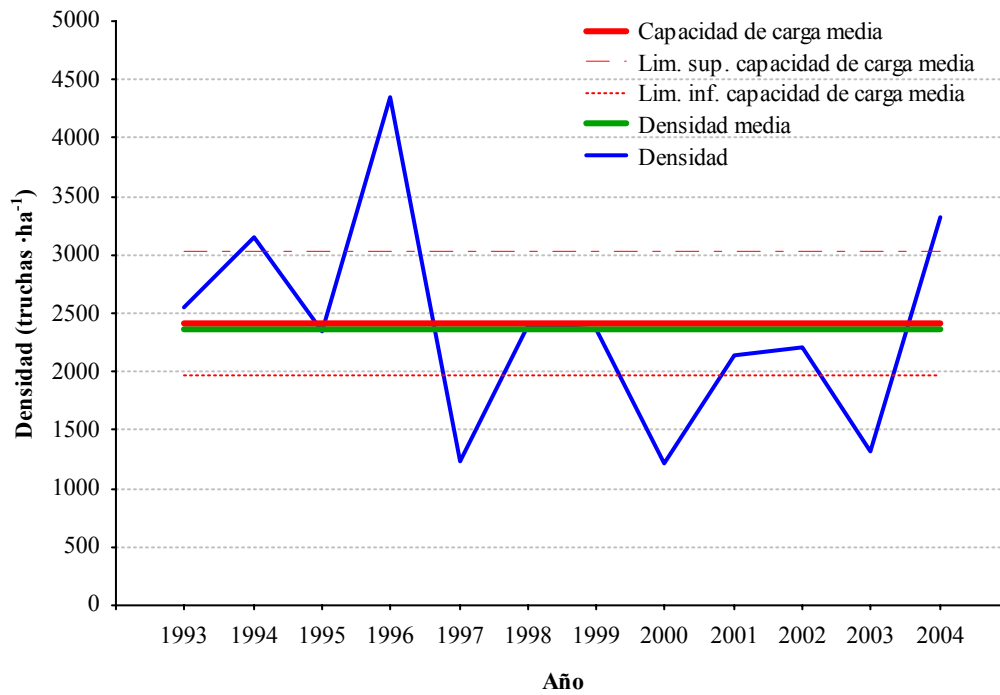


**Figura 5.3.2.132.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.

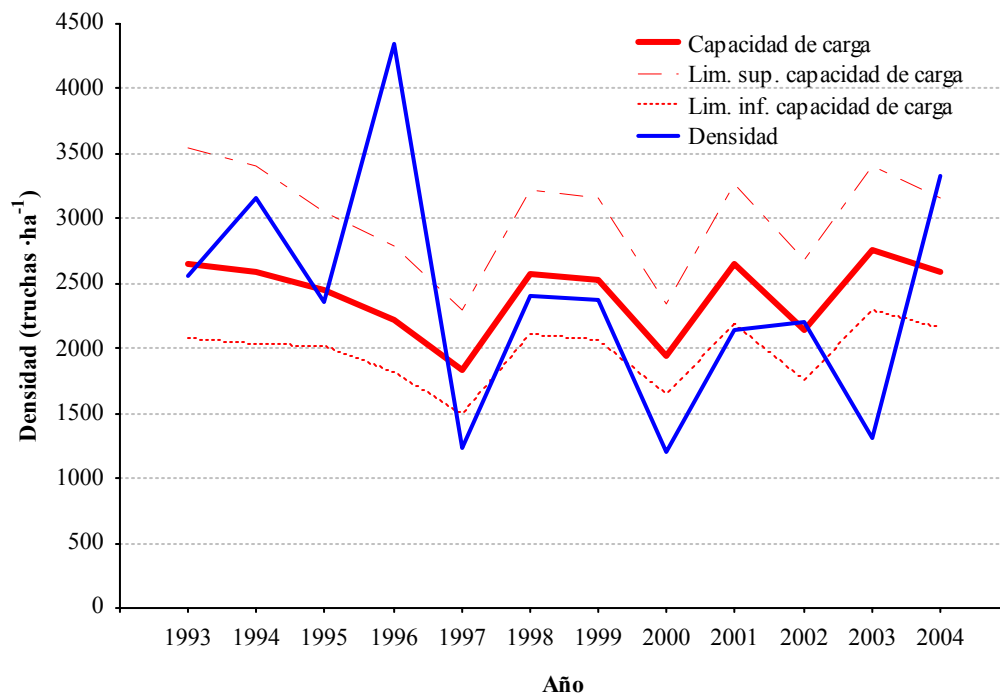


**Figura 5.3.2.133.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Urtasun (1440) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de la clase de edad 1+ es prácticamente idéntica a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.10$ ,  $p > 0.05$ ). Así, la relación  $D/CC$  es del 99% (Figura 5.3.2.134). En la Figura 5.3.2.135 se observa que la densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte de periodo estudiado. El año 1996 es el más atípico en la serie, siendo la densidad muy superior a la capacidad de carga estimada, debido en parte a la extraordinariamente elevada densidad de alevines producida el año anterior. Por el contrario, la densidad anual se distanció marcadamente del límite inferior del rango de la capacidad de carga en el año 2003. Así, con la excepción de estos dos años en los que la densidad fue muy diferente a la capacidad de carga estimada, las variaciones temporales de ambas variables están correlacionadas de forma muy significativa ( $n=10$ ,  $r=0.81$ ,  $p < 0.01$ ).

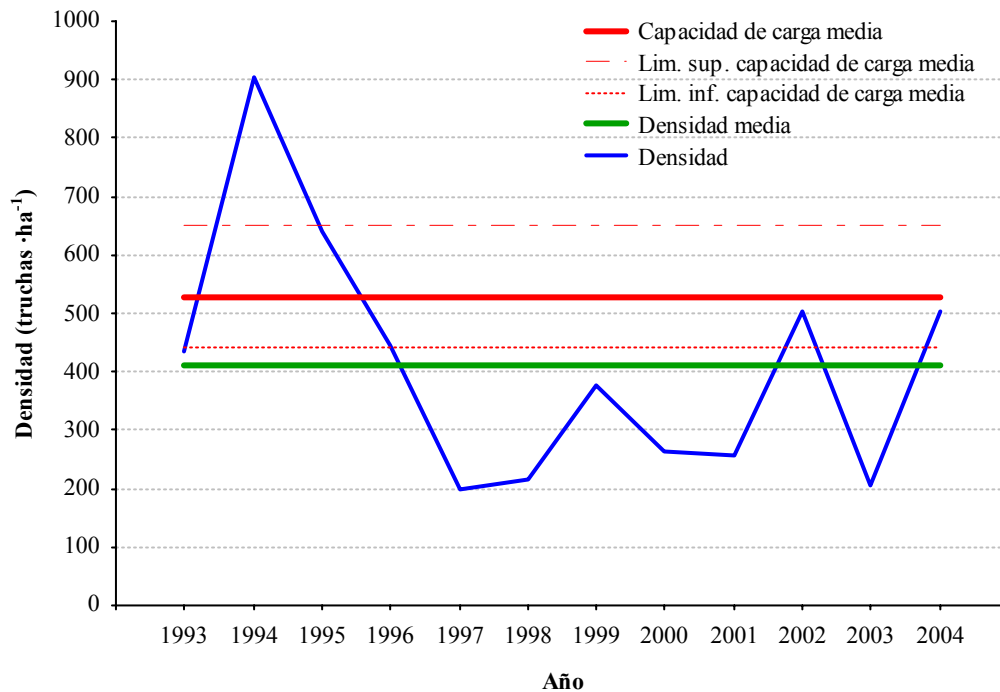


**Figura 5.3.2.134.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.



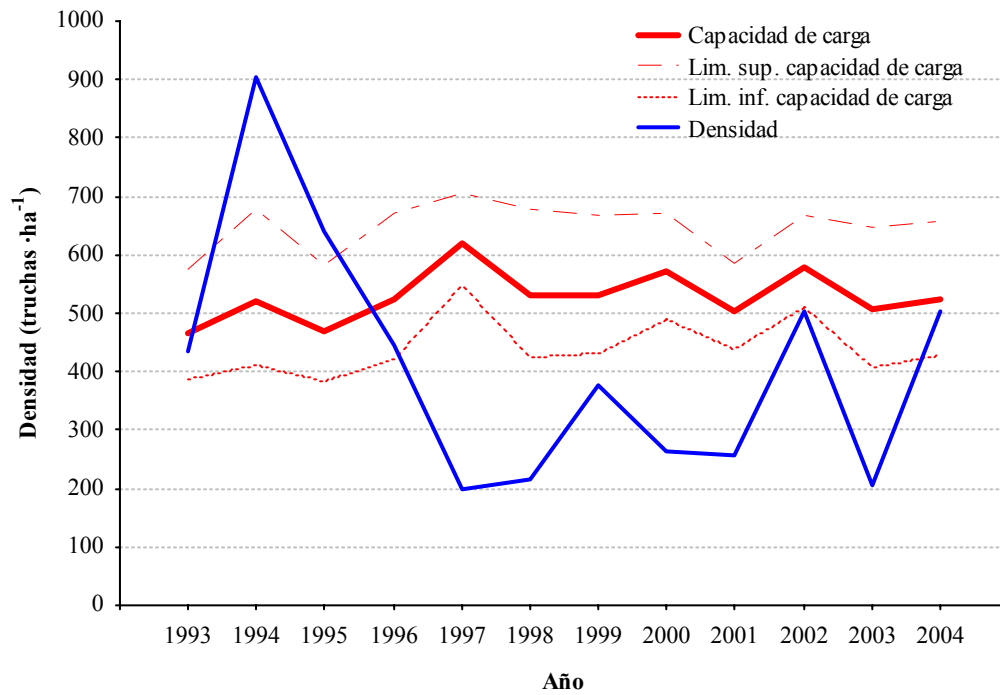
**Figura 5.3.2.135.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Urtasun (1440) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es ligeramente inferior al rango de la capacidad de carga media, presentando una relación D/CC del 78% (Figura 5.3.2.136). Sin embargo, el rango de variación de la densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga media, por lo que al realizar un contraste de medias entre ambos parámetros no se encontraron diferencias significativas (t de Student,  $t_{1,22} = -1.87$ ,  $p > 0.05$ ).

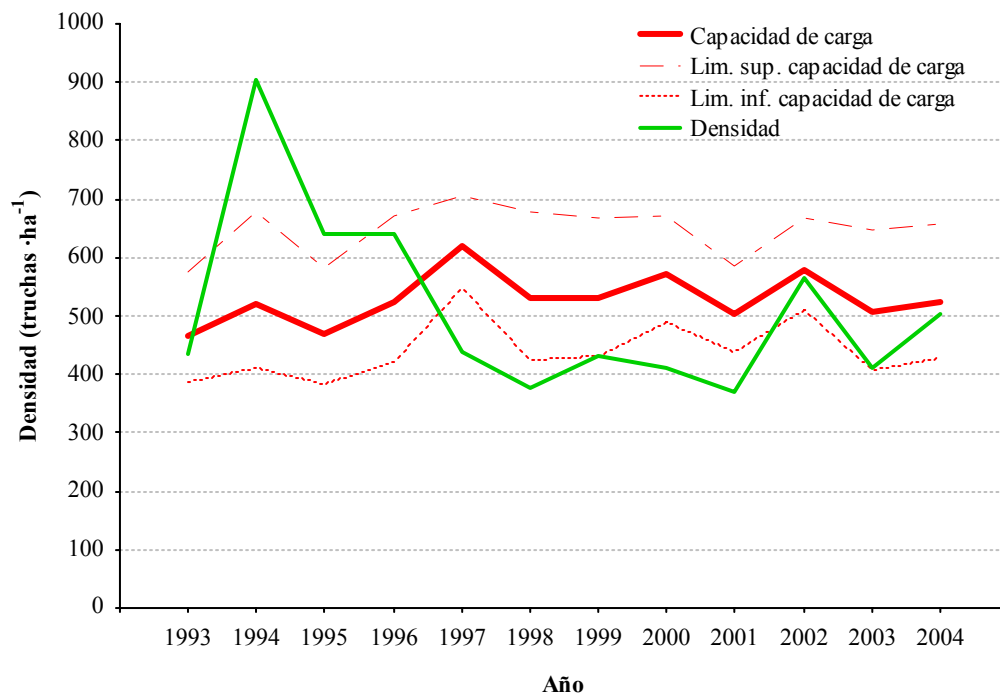


**Figura 5.3.2.136.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Urtasun (1440) del río Arga.

Existen seis años en los que la densidad anual de truchas de edades superiores a 1+ fue inferior al rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.137). Esto puede estar motivado en parte por unas condiciones ambientales un tanto limitantes, como se apuntó anteriormente. Sin embargo, también es necesario reseñar la posible influencia de la pesca deportiva extractiva en esta disminución de la densidad de adultos. La localidad se encuentra dentro de los límites del coto de pesca de Eugi. La incidencia de la pesca dentro del tramo con muerte del coto es muy severa, ya que presenta un valor medio de la tasa de extracción anual (142.2 truchas ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y una tasa de explotación media (74%) muy elevados. De hecho, cuando se analiza la influencia de la pesca deportiva, sumando a la densidad anual el número de truchas extraídas cada año en el tramo con muerte del coto de pesca de Eugi, se observa que la densidad no se encuentra a más de un 20% por debajo del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.138). Por tanto, el descenso en densidad de adultos puede ser debido a la pesca deportiva extractiva.



**Figura 5.3.2.137.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Urtasun (1440) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



**Figura 5.3.2.138.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Urtasun (1440) durante el periodo estudiado (1993 a 2004), teniendo en cuenta el número de capturas anuales por pesca deportiva.

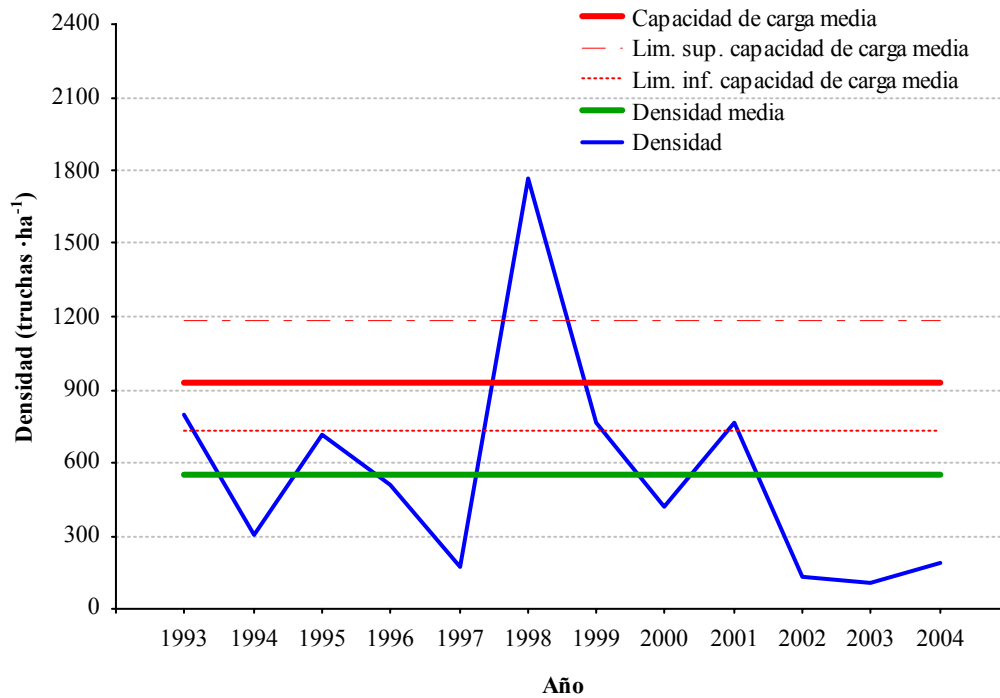
En la localidad de Idoi se observan grandes diferencias en el estado de las distintas clases de edad. Las clases de edad 0+ y 1+ presentan densidades medias inferiores al rango de la capacidad de carga media, en especial las truchas de edad 0+ cuya relación D/CC media es de apenas el 59.3%. Sin embargo, la densidad media de las truchas de clases de edad mayores de 1+ es levemente superior al rango de la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.27). Por tanto, parece existir un desequilibrio poblacional, ya que la densidad de truchas de edades superiores a 1+ es más elevada que la del resto de clases de edad. La densidad media total del tramo es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.46$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC total del tramo del 70.4%.

**Tabla 5.3.2.27.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Arga en Idoi (1460).

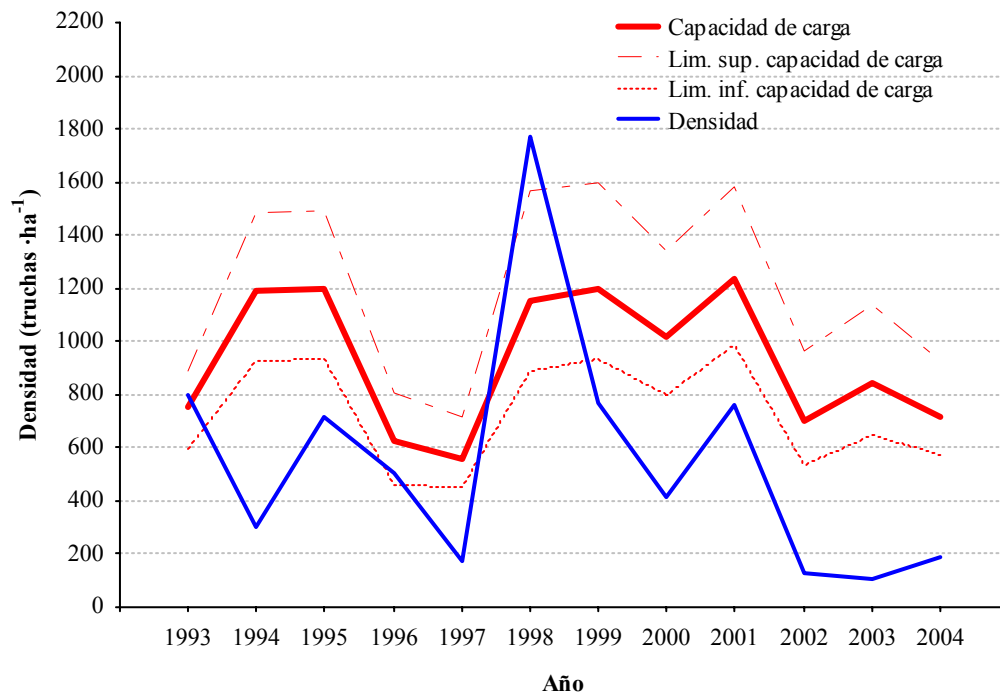
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	553.4	379.0	606.2	1538.6
Capacidad carga CC	932.7 (727.7-1180.7)	628.5 (536.7-752.8)	480.0 (411.4-578.7)	2041.2 (1675.8-2512.2)
Relación D/CC	59.3	60.3	100.0	70.4

El estudio de hábitat revela que tan solo el 21.9 % del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe principalmente a la falta de refugio, ya que el 60% de la superficie del tramo está ocupada por zonas sin ningún tipo de refugio, así como a la escasa profundidad media del tramo (21.7 cm). De hecho, las truchas de mayor edad aparecen concentradas en las escasas zonas profundas del tramo, utilizando un territorio menor del idóneo para su talla. Este es el motivo por el cuál la densidad media de truchas adultas resulta superior a la capacidad de carga media. En general, la capacidad de carga estimada es baja.

La densidad media de la clase de edad 0+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.47$ ,  $p < 0.05$ ), encontrándose además por debajo de su rango de variación (Figura 5.3.2.139). De hecho, la relación D/CC es de apenas el 59%. Observando la Figura 5.3.2.140 se puede apreciar que, salvo en el año 1994, ambos parámetros presentan un patrón de variación similar ( $n=11$ ,  $r=0.61$ ,  $p < 0.05$ ). Sin embargo, la densidad anual permanece por debajo del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado, especialmente a partir del año 2002, donde se produce un fuerte descenso del reclutamiento.

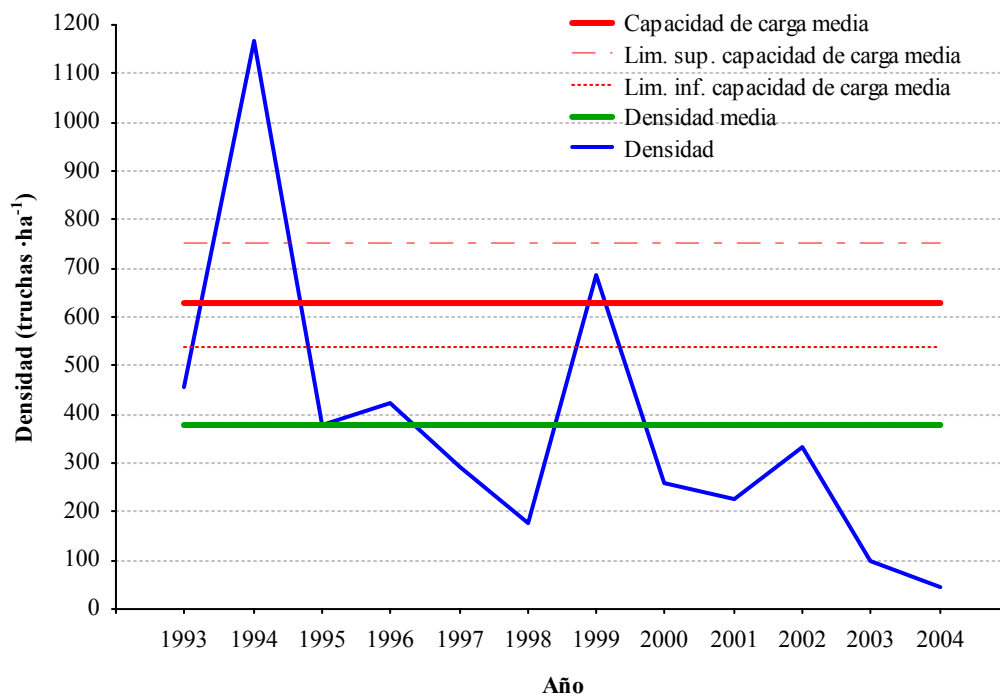


**Figura 5.3.2.139.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Idoi (1460) del río Arga.



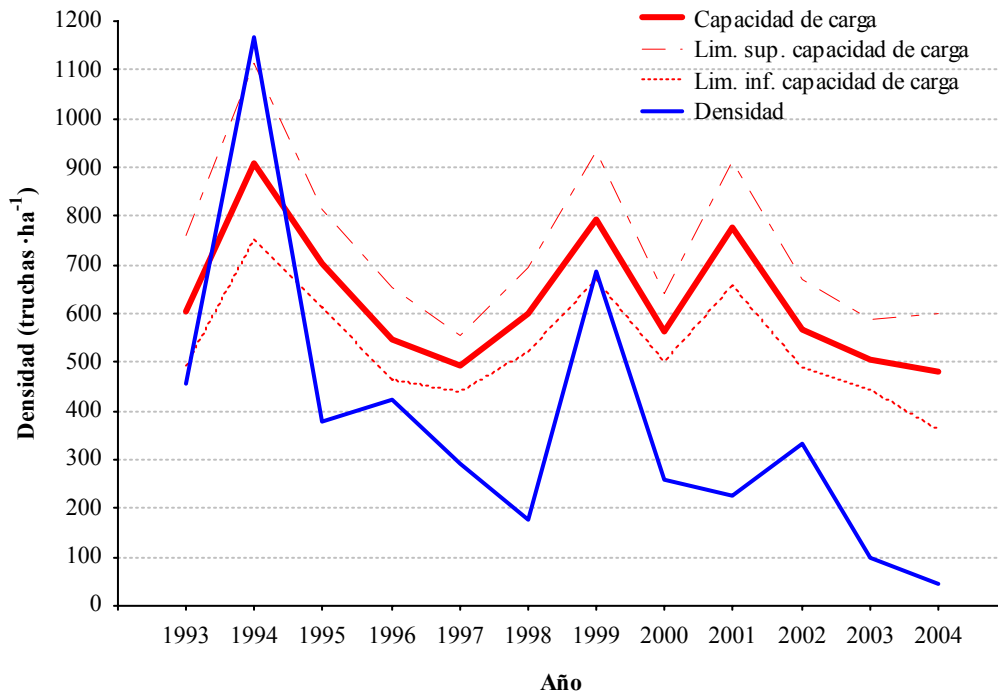
**Figura 5.3.2.140.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Idoi (1460) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es también inferior a la capacidad de carga media de forma significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.61$ ,  $p < 0.05$ ), situándose por debajo de su rango (Figura 5.3.2.141). Así, la relación D/CC es solamente del 60%. La densidad anual de la clase 1+ se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado, en especial a partir del año 1997 (Figura 5.3.2.142). Parece existir una tendencia decreciente en la densidad de esta clase de edad ( $n=11$ ,  $r = -0.67$ ,  $p < 0.05$ ), ello provoca que a partir de 1997 la densidad anual sea siempre inferior al rango de la capacidad de carga, salvo en 1999 donde se detecta un incremento considerable de la variable. A pesar de que los valores de densidad resultan muy inferiores a la capacidad de carga estimada, las variaciones temporales de ambas variables están significativamente relacionadas ( $n=12$ ,  $r=0.78$ ,  $p < 0.01$ ).



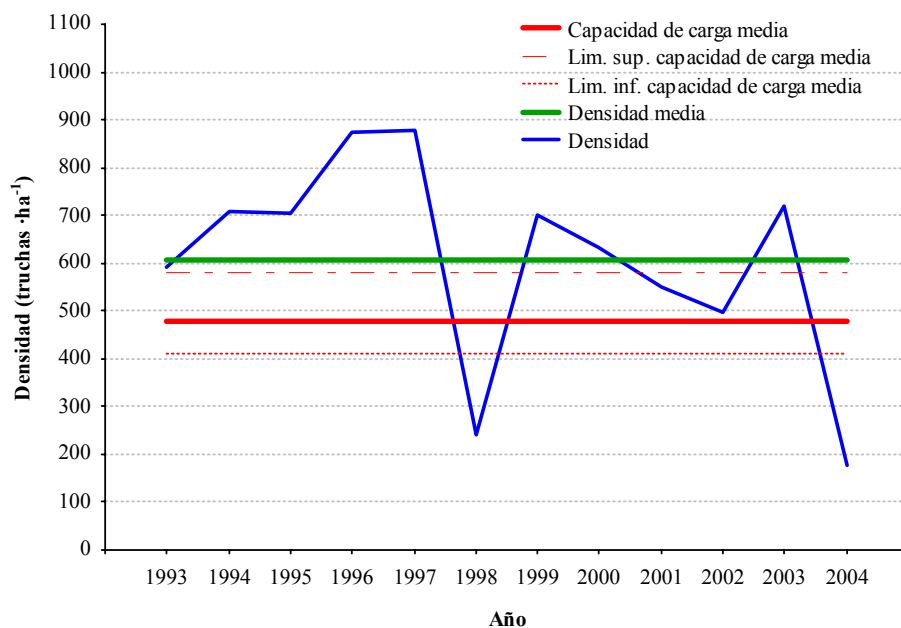
**Figura 5.3.2.141.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Idoi (1460) del río Arga.



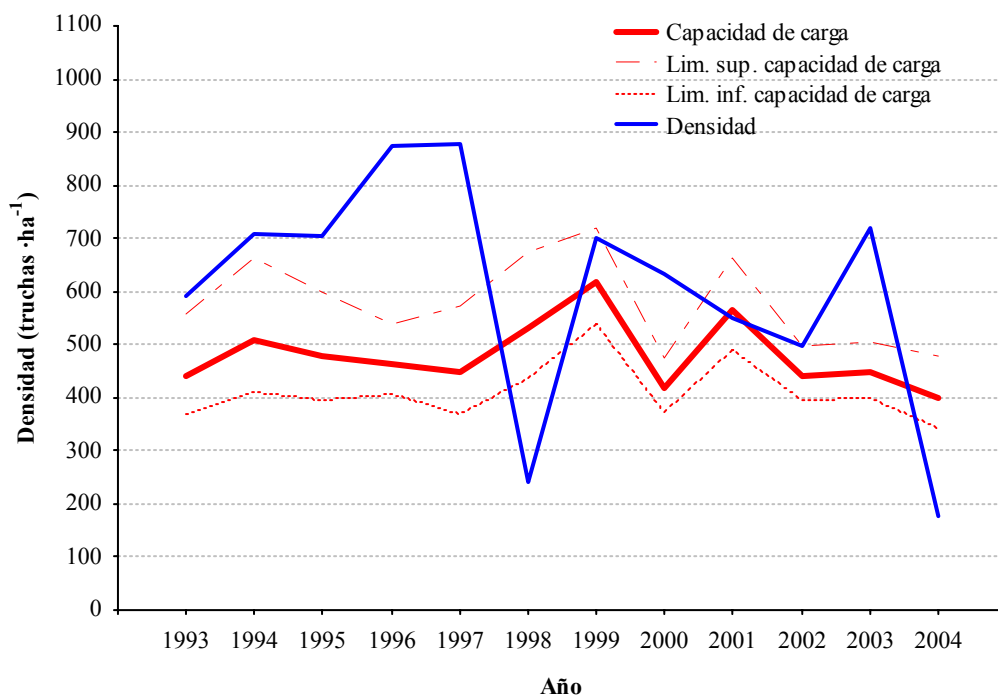


**Figura 5.3.2.142.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Idoi (1460) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es mayor que la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=1.98$ ,  $p>0.05$ ), encontrándose incluso ligeramente por encima del límite superior del rango estimado (Figura 5.3.2.143). La densidad anual de las truchas de edades superiores a 1+ se encuentra dentro o por encima del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado. Existen sólo dos años, 1998 y 2004, en los que la densidad desciende por debajo del límite inferior del rango (Figura 5.3.2.144). Las variaciones interanuales de la densidad parecen independientes de la capacidad de carga estimada ( $n=12$ ,  $r=0.18$ ,  $p>0.05$ ) y alcanzan valores muy superiores en algunos años, por lo que el modelo elaborado para estas clases de edad en la presente localidad no es aplicable.



**Figura 5.3.2.143.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Idoi (1460) del río Arga.



**Figura 5.3.2.144.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Arga en Idoi (1460) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Según se descende en altitud en la cuenca del Arga, las localidades presentan valores inferiores de capacidad de carga y un peor estado de conservación, siendo la localidad de Idoi la que posee una relación densidad-capacidad de carga menor (Tabla 5.3.2.28).

**Tabla 5.3.2.28.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Arga durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Quinto Real</b> (1420)	100.0	100.0	96.8	100.0
<b>Urtasun</b> (1440)	96.5	98.9	78.0	96.0
<b>Idoi</b> (1460)	59.3	60.3	100.0	70.4

La localidad de Quinto Real (1420) se sitúa en la cabecera de la cuenca, por encima del embalse de Eugi, por lo que queda aislada de las poblaciones de truchas de tramos inferiores. Esto no aparece afectar a las truchas que habitan la cabecera de la cuenca, ya que las densidades medias, total y por clases de edad, se encuentran dentro del rango de las capacidades de carga medias. En este tramo la capacidad de carga estimada es muy elevada.

En la localidad de Urtasun (1440), situada por debajo del embalse, la capacidad de carga estimada es alta, aunque resulta menor que la de la localidad de Quinto Real. La localidad presenta densidades acordes con la capacidad de carga estimada para todas las clases de edad. Sin embargo, a la hora de analizar la evolución temporal de la densidad anual, se observa que en el caso de las truchas de edad 0+ y mayores de 1+, existen numerosos años en los que están por debajo de la capacidad de carga. Esto puede deberse a las afecciones causadas por la presencia del embalse, como son el cambio en el régimen natural de caudales y el aumento de la temperatura del agua. En el caso de las truchas adultas, ello se agrava por la presión impuesta por la pesca deportiva extractiva, existiendo una alta tasa de explotación y un elevado número de capturas anuales.

Al descender a tramos más bajos, las condiciones ambientales se vuelven más adversas, siendo más favorables para otras especies e impidiendo un normal desarrollo de las poblaciones de truchas. También hay que reseñar el elevado porcentaje de suelo agrícola existente en el tramo (37.7% medido a escala local), con las afecciones que esto puede ocasionar en las comunidades de peces. Así, en la localidad de Idoi (1460), situada en el tramo bajo de la zona de estudio, la densidad media total del tramo se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga media, siendo la clase de edad 0+ la que presenta una menor relación D/CC (59.3%). En esta localidad la estructura poblacional está desequilibrada, con un predominio de las clases de edad más altas, que permanecen en capacidad de carga.

### Cuenca del río Ultzama

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas dentro de la cuenca, comenzando por el afluente Mediano, y continuando con las localidades del río Ultzama según se descende en altitud.

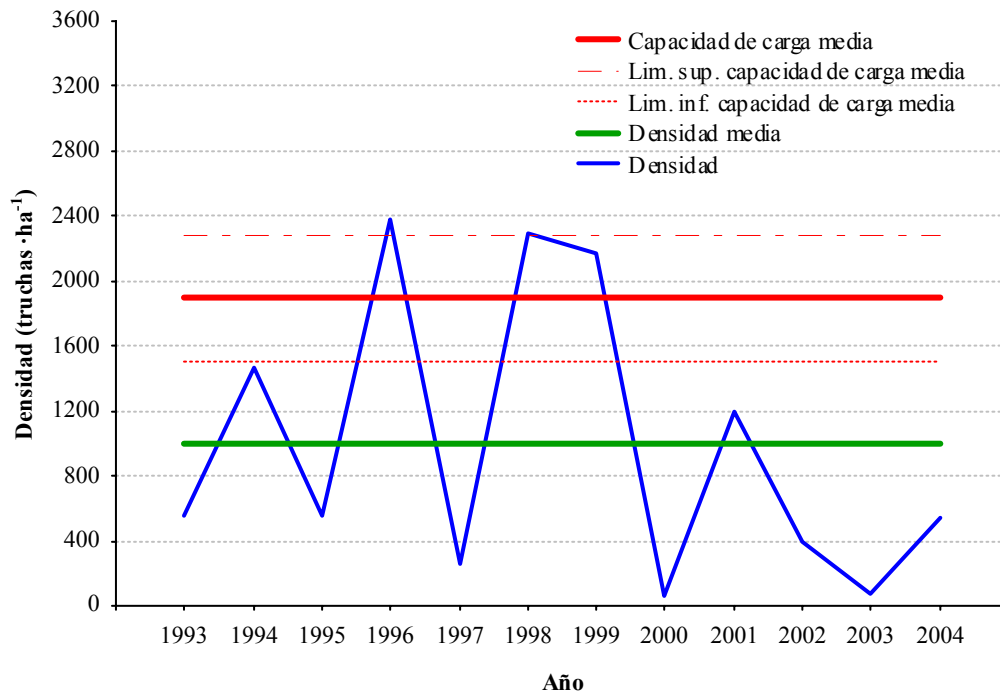
En la localidad del río Mediano en Olagüe se observa que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra por debajo de los límites del rango estimado de capacidad de carga media estimado, presentando un deficiente estado de conservación (Tabla 5.3.2.29). Las clases de edad 0+ y mayores de 1+ presentan una relación D/CC menor, con valores de 52.5% y 55.5%, respectivamente. Así, la densidad media total del tramo es significativamente inferior a la capacidad de carga media estimada (t de Student,  $t_{1,16} = -$ ,  $p < 0.05$ ), con una relación entre ambas variables del 61.5%.

**Tabla 5.3.2.29.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Mediano en Olagüe (1520).

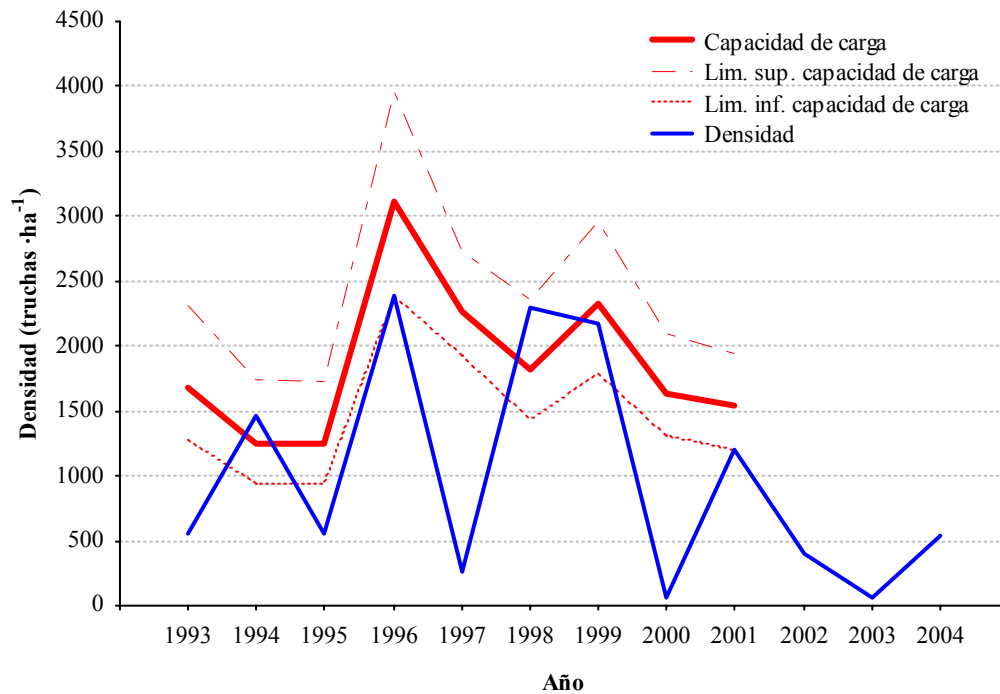
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	996.0	936.0	237.2	2169.2
Capacidad carga CC	1897.3 (1508.2-2375.6)	1200.2 (966.8-1536.9)	427.5 (332.3-536.7)	3525.0 (2807.3-4589.1)
Relación D/CC	52.5	78.0	55.5	61.5

El estudio de hábitat revela que sólo el 26.3 % del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. El hábitat existente en la localidad es más adecuado para las truchas de menor tamaño y edad. También presenta una pequeña zona de pozas que permite albergar densidades normales de truchas adultas. La localidad presenta una capacidad de carga estimada adecuada para un tramo de estas características. Sin embargo, las densidades registradas son muy inferiores, por lo que existen zonas del tramo útiles que permanecen desocupadas.

La densidad media de las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ es muy inferior a la capacidad de carga media y su rango estimado, aunque el contraste de medias no reveló que la diferencia fuese significativa (t de Student,  $t_{1,16} = -1.83$ ,  $p > 0.05$ ). La relación D/CC es del 52.5% (Figura 5.3.2.145). La densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en los años 1994, 1996, 1998, 1999 y 2001 (Figura 5.3.2.146). Sin embargo, existen diversos años en los que la densidad anual disminuye de forma drástica, presentando niveles de reclutamiento muy deficientes, en especial en los años 2000 y 2003, en los que la densidad de truchas 0+ fue inferior a 70 truchas  $ha^{-1}$ . Esto puede ser el resultado de contaminaciones puntuales del agua del río. A partir del año 2000 se observa un importante descenso en las densidades, alcanzando niveles acusadamente bajos.

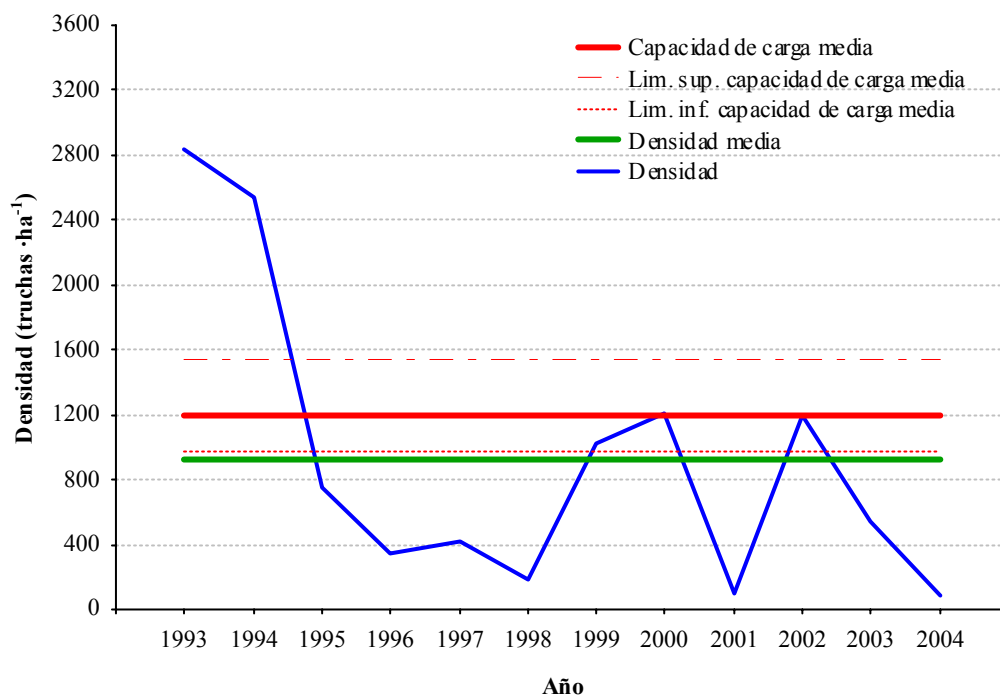


**Figura 5.3.2.145.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano.

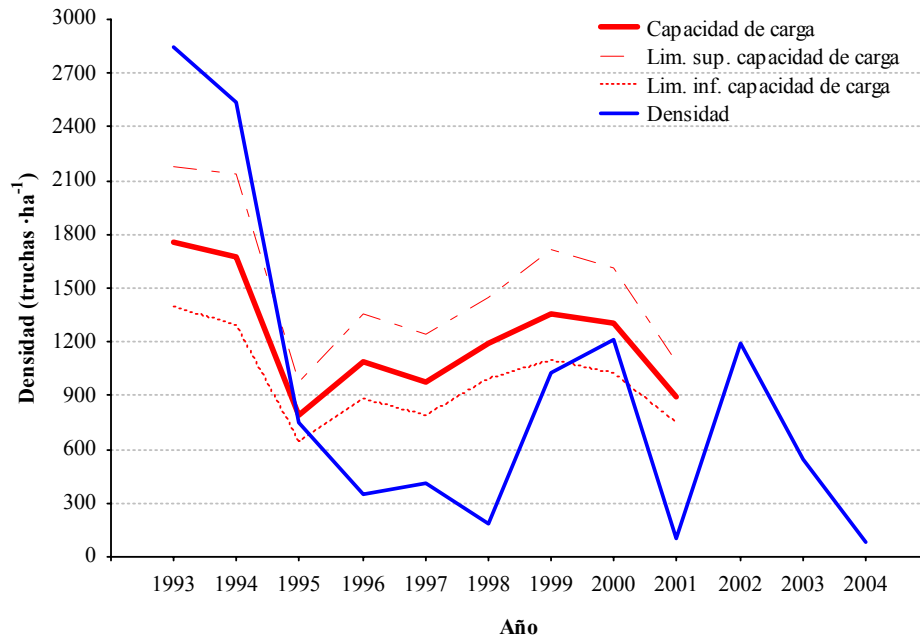


**Figura 5.3.2.146.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Mediano en Olagüe (1520) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es también inferior a la capacidad de carga media del tramo, siendo un 3% menor que el límite inferior del rango estimado de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.147). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre la densidad y la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,16} = -0.51$ ,  $p > 0.05$ ). La relación D/CC es del 78%, siendo de este modo la clase de edad que presenta un mejor estado de conservación. En la Figura 5.3.2.148 se aprecia que la densidad anual de la clase de edad 1+ permanece dentro del rango de la capacidad de carga en gran parte del periodo de estudio. No obstante, las truchas 1+ sufren un fuerte descenso en la densidad en los años 1996, 1997, 1998 y 2001, permaneciendo por debajo de la capacidad de carga. La densidad disminuyó a niveles muy bajos en los años 2001 y 2004, registrándose densidades inferiores a 100 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , debido a los bajos reclutamientos de los años 2000 y 2003. Sin embargo, las variaciones en la densidad de juveniles son en parte debidas a las fluctuaciones en la capacidad de carga ( $n=9$ ,  $r=0.80$ ,  $p < 0.01$ ).

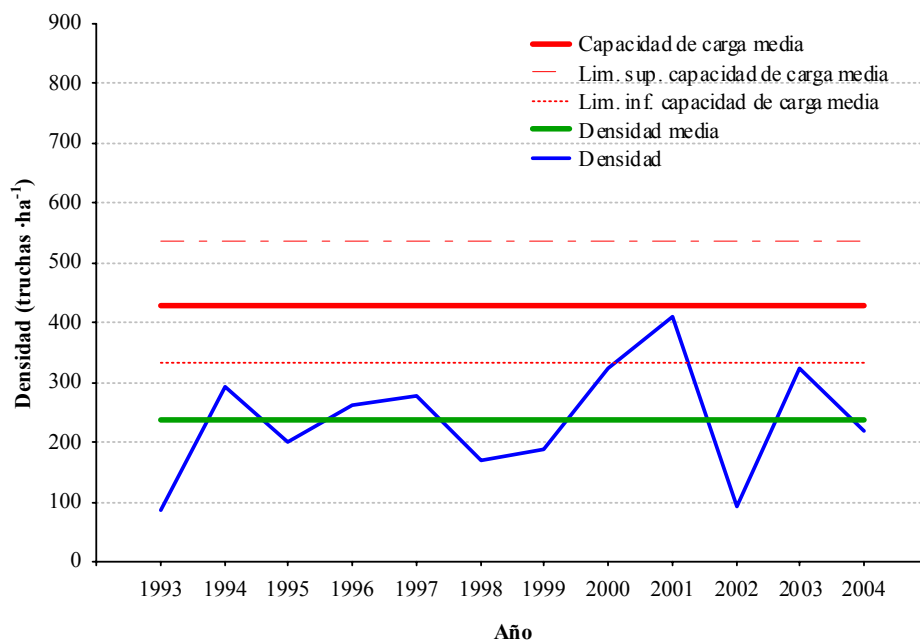


**Figura 5.3.2.147.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano.

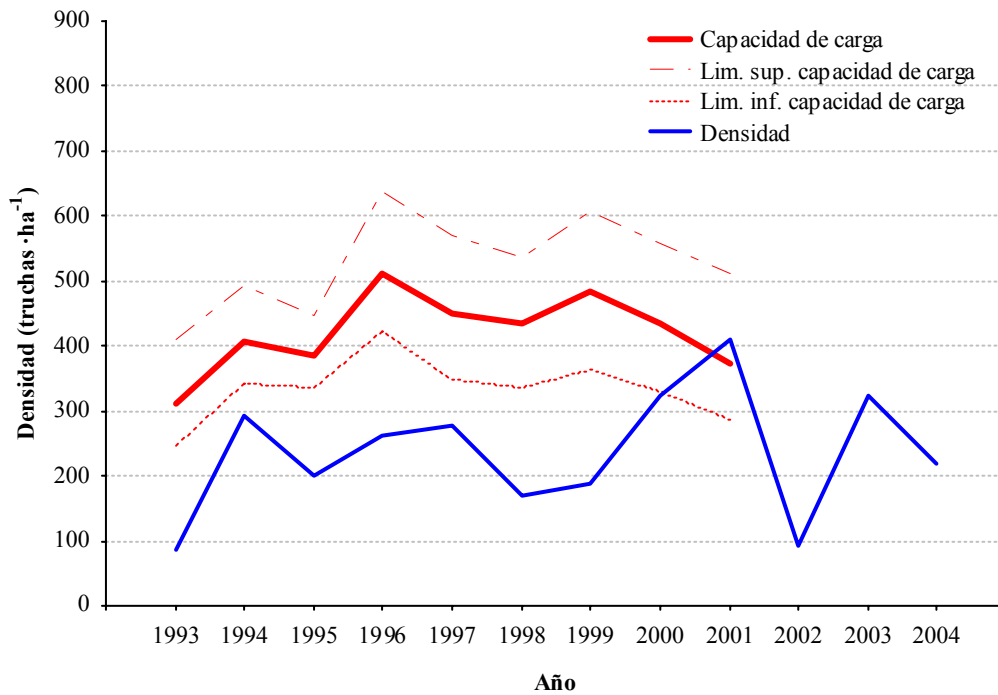


**Figura 5.3.2.148.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Mediano en Olagüe (1520) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,16} = -4.68$ ,  $p > 0.05$ ), permaneciendo por debajo del rango estimado (Figura 5.3.2.149). En la Figura 5.3.2.150 se observa que la densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en los años 2000 y 2001. El resto de los años la densidad permanece por debajo de la capacidad de carga y su rango.



**Figura 5.3.2.149.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Olagüe (1520) del río Mediano.



**Figura 5.3.2.150.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Mediano en Olagüe (1520) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad de Iraizotz del río Ultzama existen grandes diferencias en el estado de conservación que presentan las diferentes clases de edad (Tabla 5.3.2.30). Las clases de edad 1+ y mayores tienen densidades medias inferiores a la capacidad de carga media estimada, aunque permanecen dentro de su rango. Sin embargo, la clase de edad 0+ tiene una densidad media muy inferior a la capacidad de carga media estimada, siendo la relación D/CC de apenas el 38%. Así, debido al deficiente nivel de reclutamiento existente, la densidad media total del tramo resulta significativamente inferior a la capacidad de carga media (*t* de Student,  $t_{1,15} = -2.43$ ,  $p < 0.05$ ), siendo la relación entre ambas variables del 61.7%.

**Tabla 5.3.2.30.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ultzama en Iraizotz (1620).

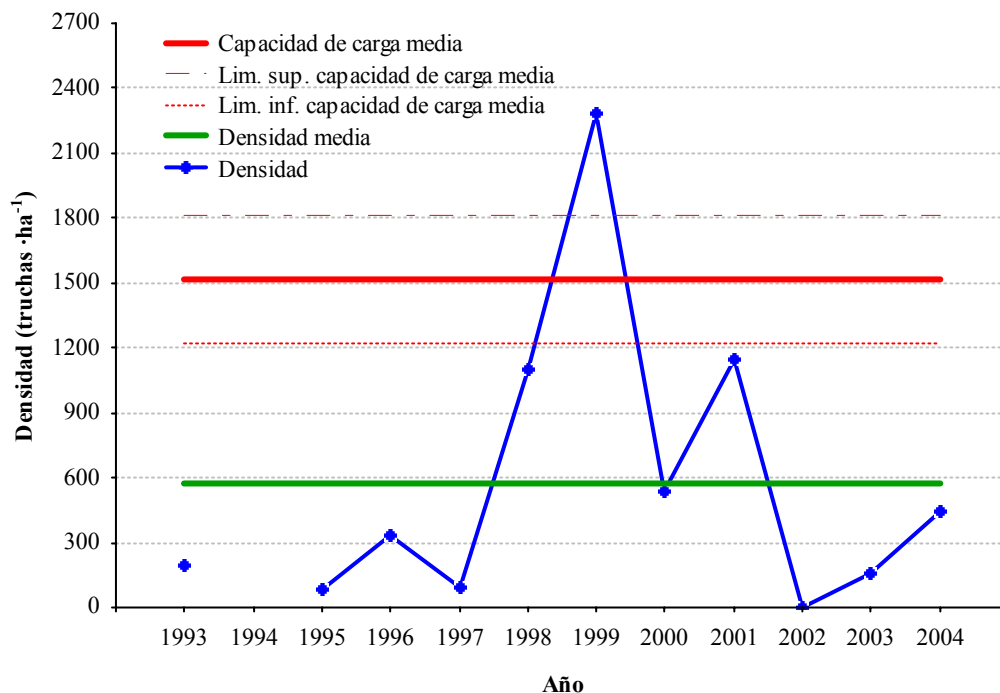
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	578.0	895.9	324.1	1798.0
Capacidad carga CC	1514.9 (1224.0-1816.6)	1030.7 (846.6-1288.1)	342.4 (293.0-477.6)	2912.7 (2363.5-3582.5)
Relación D/CC	38.2	86.9	88.3	61.7



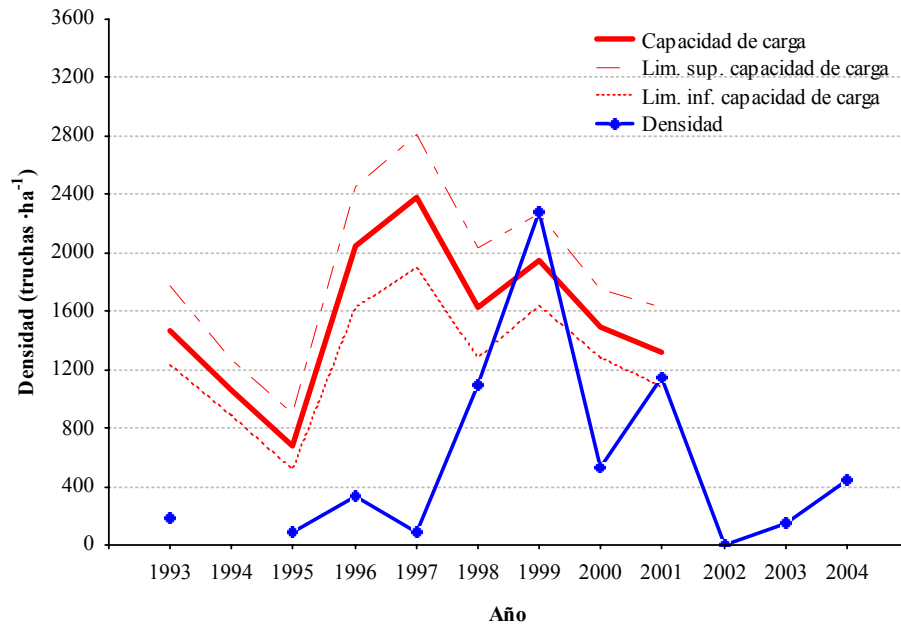
El estudio del hábitat revela que tan solo el 32.8% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Las características de hábitat del tramo resultan más adecuadas para las truchas de menor edad y tamaño, debido principalmente a la escasa profundidad media (19.5 cm) que presenta el tramo. La capacidad de carga estimada para las truchas de edad 0+ es la más elevada de todas las clases de edad. La capacidad de carga estimada para el resto de clases de edad resulta algo baja, en especial para las truchas de mayor edad, pues no tienen un hábitat adecuado. Sin embargo, la clase de edad 1+ es la que presenta una mayor densidad media, superior a la de las truchas de edad 0+, indicando un desequilibrio poblacional y graves alteraciones en el reclutamiento.

Es importante señalar que el tramo se vio afectado por un episodio de mortandad masiva de truchas en el año 2002, debido a un vertido procedente de las industrias agroalimentarias cercanas.

La densidad media de las truchas de la clase de edad 0+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,15} = -2.66$ ,  $p < 0.05$ ), estando además muy distanciada del límite inferior de su rango (Figura 5.3.2.151). Así, la relación D/CC es del 38%. La densidad anual permanece en niveles mínimos durante el periodo comprendido entre los años 1993 y 1997, resultando muy inferior a la capacidad de carga. A partir de 1997 se produce un aumento en la densidad anual, que permanece dentro del rango de la capacidad de carga en los años 1999 y 2001. Sin embargo, en 2002 no aparecen truchas en el tramo, volviendo de nuevo a registrarse niveles de reclutamiento muy deficientes a partir de ese año (Figura 5.3.2.152).

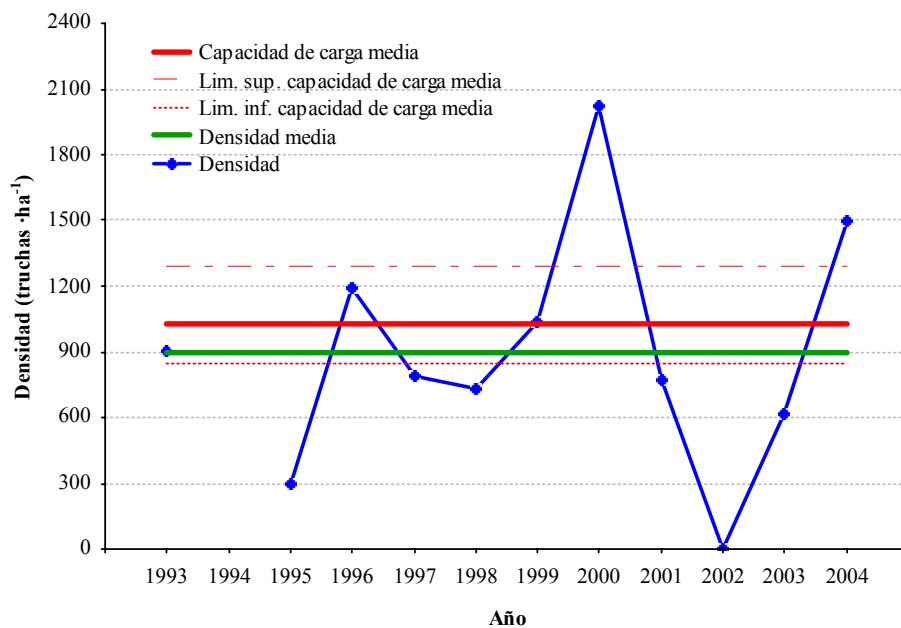


**Figura 5.3.2.151.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Iraizotz (1620) del río Ultzama.

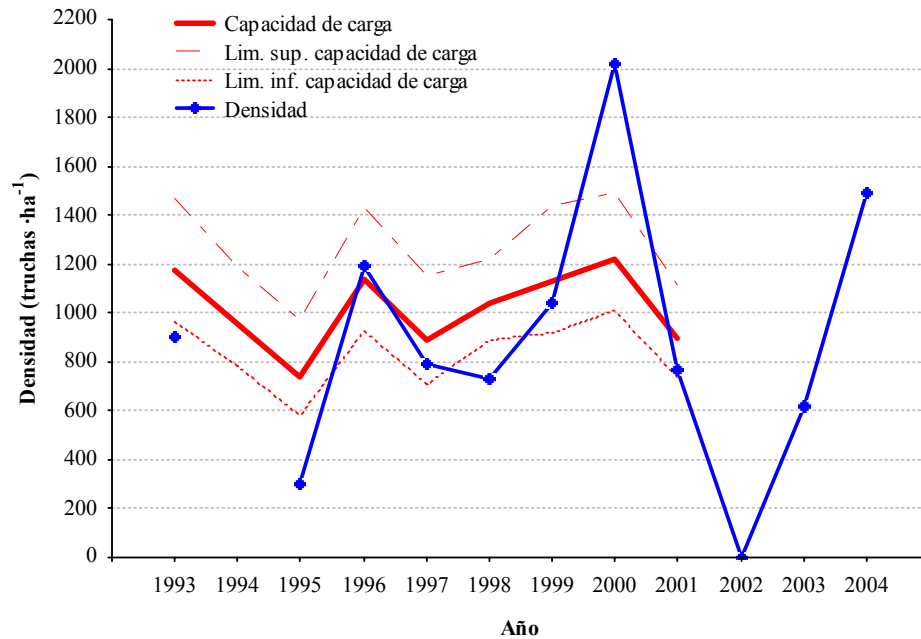


**Figura 5.3.2.152.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Iraizotz (1620) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es inferior a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,15} = -0.30$ ,  $p > 0.05$ ), mostrando una relación D/CC del 87%, aunque se encuentra dentro de su rango (Figura 5.3.2.153). La densidad anual permanece dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.154). De hecho, la densidad parece estar determinada principalmente por la capacidad de carga del tramo ( $n=8$ ,  $r=0.78$ ,  $p < 0.05$ ). En el año 2002 no se registró la presencia de truchas en el tramo.

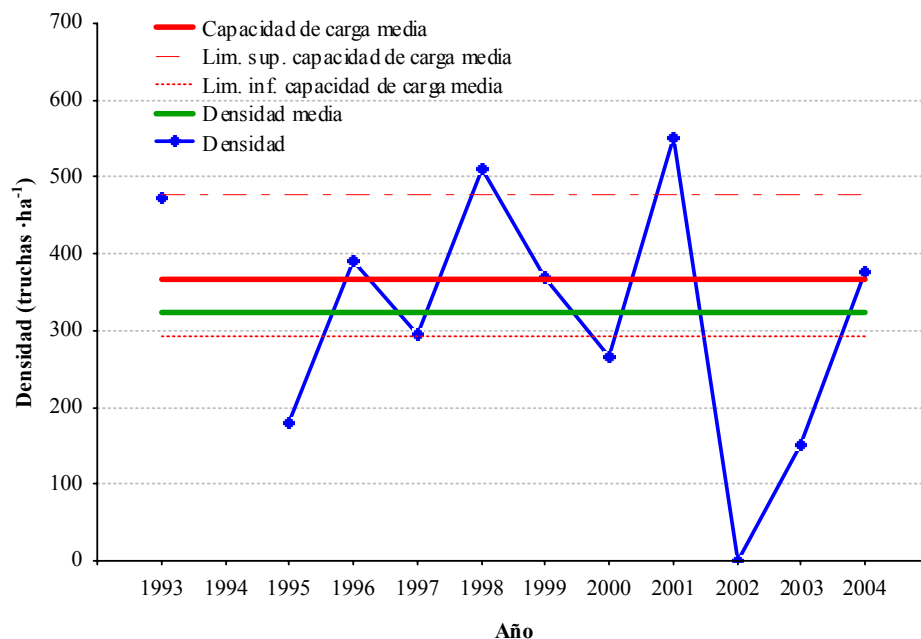


**Figura 5.3.2.153.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Iraizotz (1620) del río Ultzama.

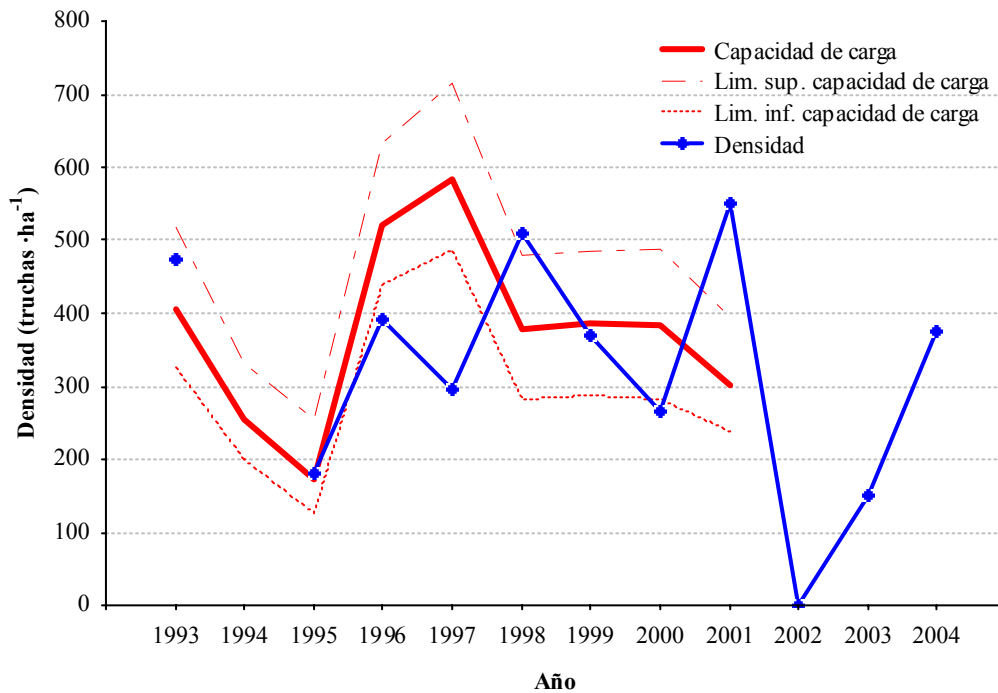


**Figura 5.3.2.154.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del Ultzama en Iraizotz (1620) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es también inferior a la capacidad de carga media de la localidad ( $t$  de Student,  $t_{1,15} = -0.20$ ,  $p > 0.05$ ), aunque se encuentra dentro de su rango (Figura 5.3.2.155). La relación D/CC (88.3%) es la más elevada de todas las clases de edad de la localidad. La densidad anual se encuentran dentro del rango de la capacidad de carga durante el resto de los años estudiados, salvo en 1997 y 2001 (Figura 5.3.2.156).



**Figura 5.3.2.155.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Iraizotz (1620) del río Ultzama.



**Figura 5.3.2.156.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Iraizotz (1620) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

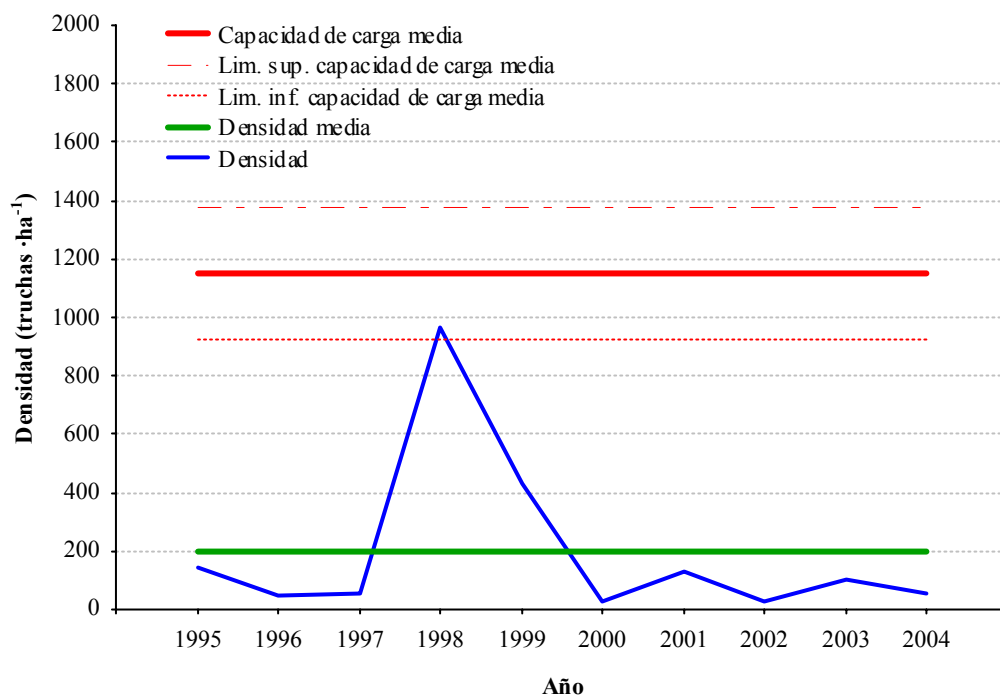
En la localidad del río Ultzama en Latasa se observa que la densidad total media del tramo se encuentra significativamente por debajo de la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,12} = -7.75$ ,  $p < 0.0001$ ). La relación D/CC media total del tramo es de apenas el 32.2%, hecho motivado especialmente por el deficiente estado de las truchas de edad 0+, que presentan una relación D/CC de tan solo el 17.3% (Tabla 5.3.2.31).

**Tabla 5.3.2.31.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ultzama en Latasa (1625).

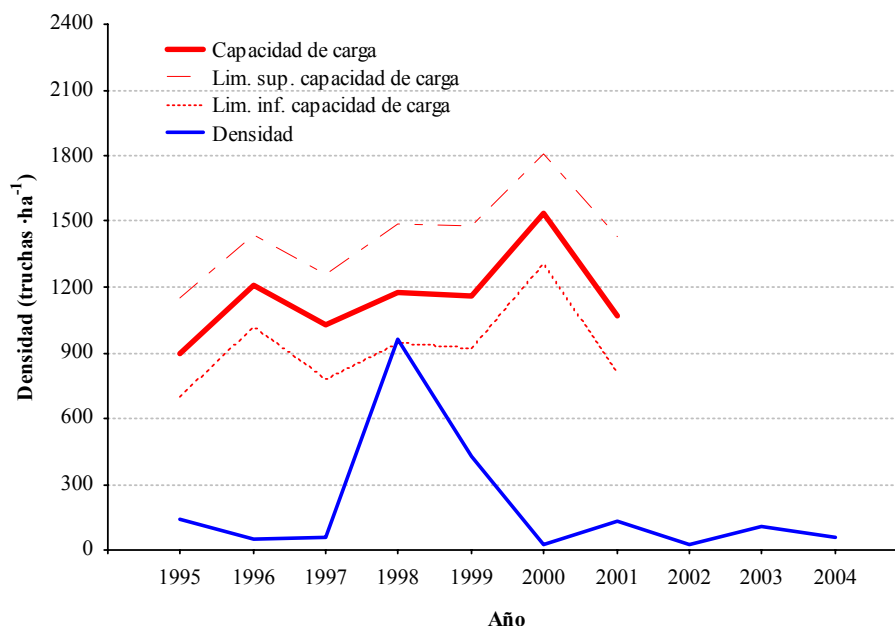
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	198.9	407.6	196.0	802.5
Capacidad carga CC	1193.8 (999.4-1375.7)	835.6 (704.2-1009.9)	463.1 (379.3-580.1)	2492.5 (2013.0-2956.7)
Relación D/CC	17.3	49.7	41.4	32.2

El estudio de hábitat revela que sólo el 33.5% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. El tramo presenta una zona de pozas de gran superficie y profundidad, por lo que existe un hábitat adecuado para las truchas de mayor edad y tamaño. La capacidad de carga estimada para la localidad resulta normal para un tramo situado en el curso medio del río. Sin embargo, las densidades existentes son muy bajas, y en especial de alevines que es la clase de edad más alterada.

La densidad media de las truchas 0+ durante el periodo en estudio representa tan solo un 17.3% de la capacidad de carga media, encontrándose muy por debajo del límite inferior de su rango ( $t$  de Student,  $t_{1,12} = -8.01$ ,  $p < 0.0001$ ) (Figura 5.3.2.157). La densidad permanece en niveles muy deficientes durante la mayor parte del periodo estudiado. Así, la densidad anual permaneció por debajo del límite inferior del rango de la capacidad de carga en todos los años estudiados (Figura 5.3.2.158). La densidad se encontró dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en el año de máxima densidad (1998), presentando el resto de años valores extremadamente bajos, inferiores a 100 truchas  $\text{ha}^{-1}$ .

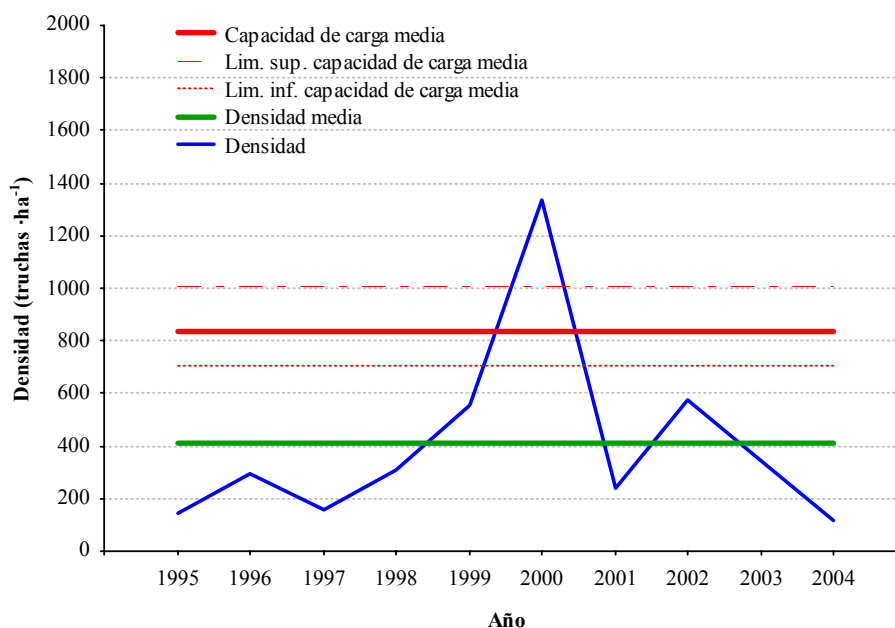


**Figura 5.3.2.157.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1625) del río Ultzama.

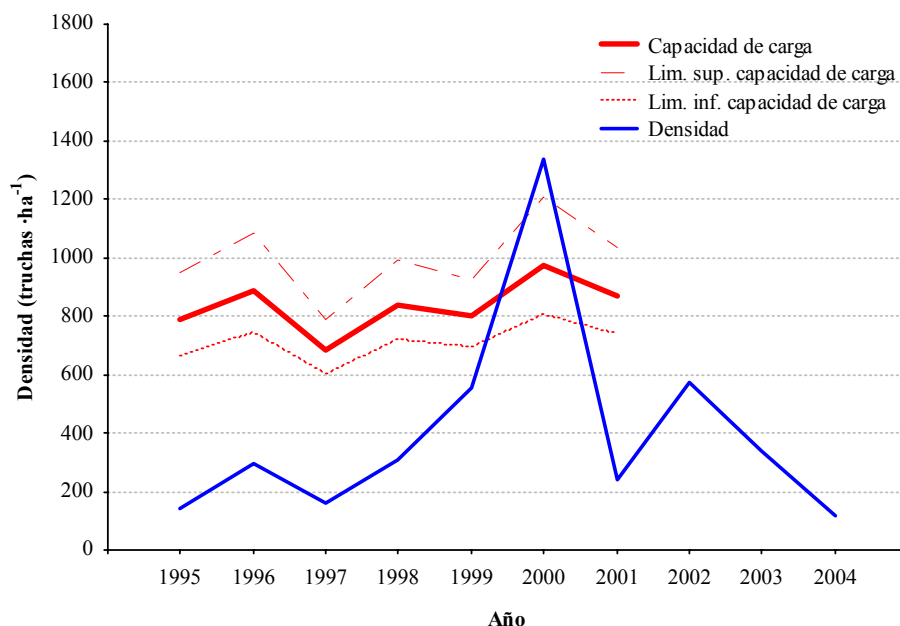


**Figura 5.3.2.158.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Latasa (1625) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ se encuentra muy por debajo de la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,12} = -2.47$ ,  $p < 0.05$ ), representando el 50% de ésta (Figura 5.3.2.159). No obstante, se trata de la clase de edad que presenta la densidad media más elevada, a pesar de que la capacidad de carga media es muy inferior a la estimada para la clase de edad 0+. La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en el año 2000, mientras que permanece muy por debajo de éste durante el resto de años analizados (Figura 5.3.2.160).

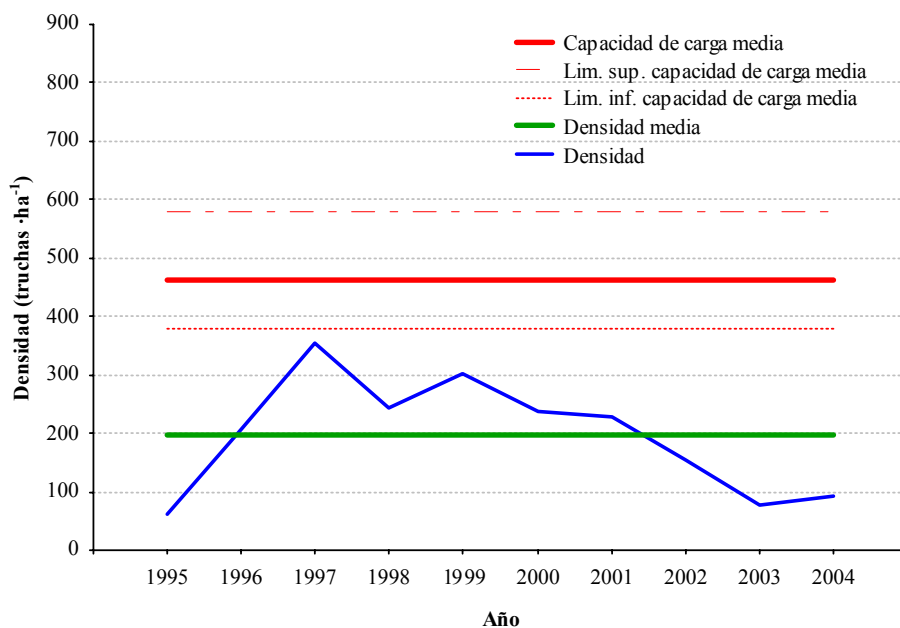


**Figura 5.3.2.159.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1625) del río Ultzama.

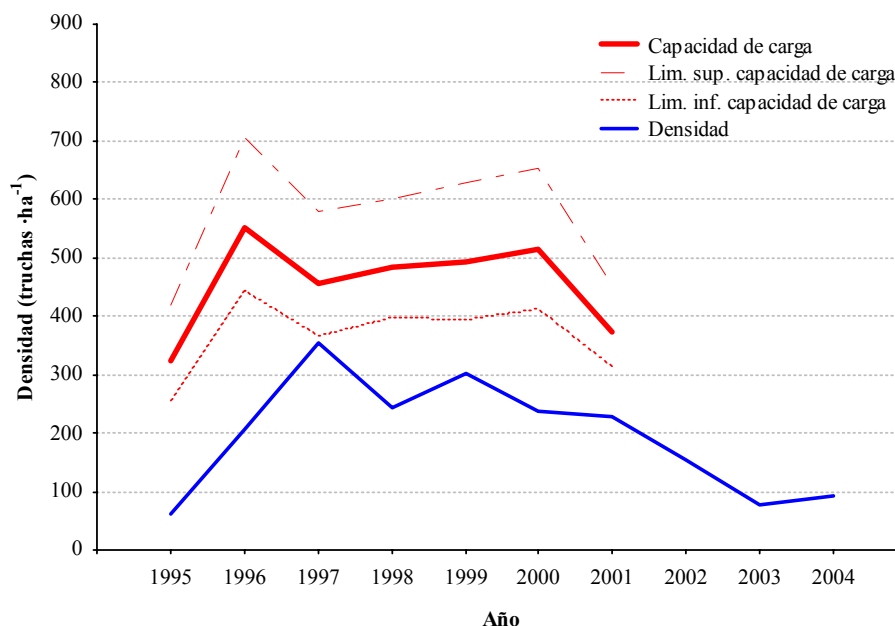


**Figura 5.3.2.160.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Latasa (1625) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Las truchas de edades superiores a 1+ presentan también una densidad media significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,12} = -4.84$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 5.3.2.161). En este caso, la relación D/CC es del 41%. La densidad anual se encuentra todos los años por debajo del límite inferior del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.162). Se produce una paulatina disminución en la densidad de truchas adultas a partir de 1997, hasta llegar a niveles que ponen en peligro la posible recuperación del tramo.



**Figura 5.3.2.161.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1625) del río Ultzama.



**Figura 5.3.2.162.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Latasa (1625) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la localidad del río Ultzama en Olave, situada en el curso bajo del río, las densidades medias registradas tanto por clases de edad como para el total del tramo resultan muy inferiores a la capacidad de carga media, encontrándose por debajo de su rango (Tabla 5.3.2.32). La relación D/CC total del tramo es del 40.9%, superior a la de la localidad de Latasa (1625).

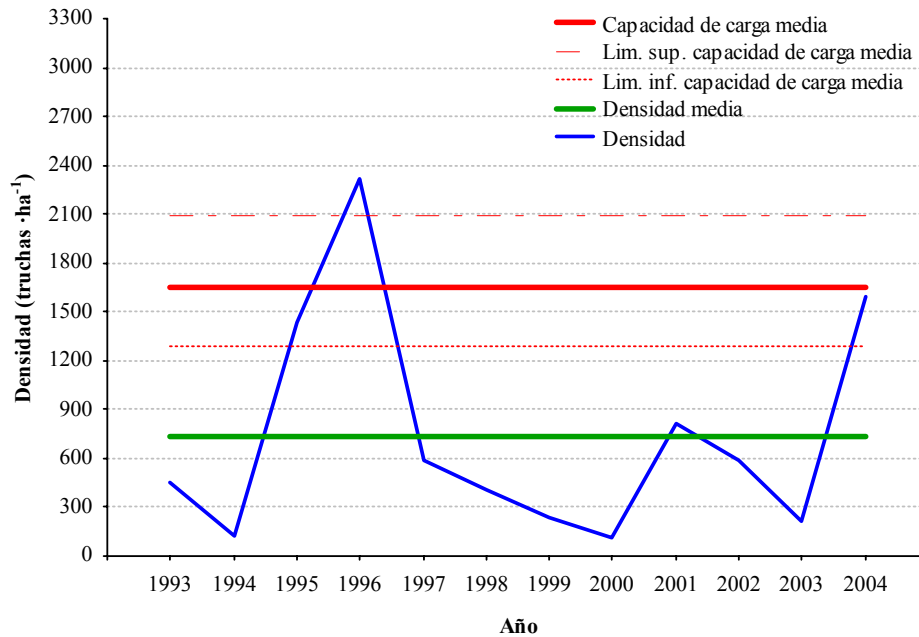
**Tabla 5.3.2.32.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ultzama en Olave (1630).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	739.6	103.7	68.9	912.2
Capacidad carga CC	1647.7 (1289.5-2090.9)	326.3 (275.0-395.4)	190.3 (160.6-230.7)	2164.4 (1725.1-2717.1)
Relación D/CC	43.0	32.6	36.2	40.9

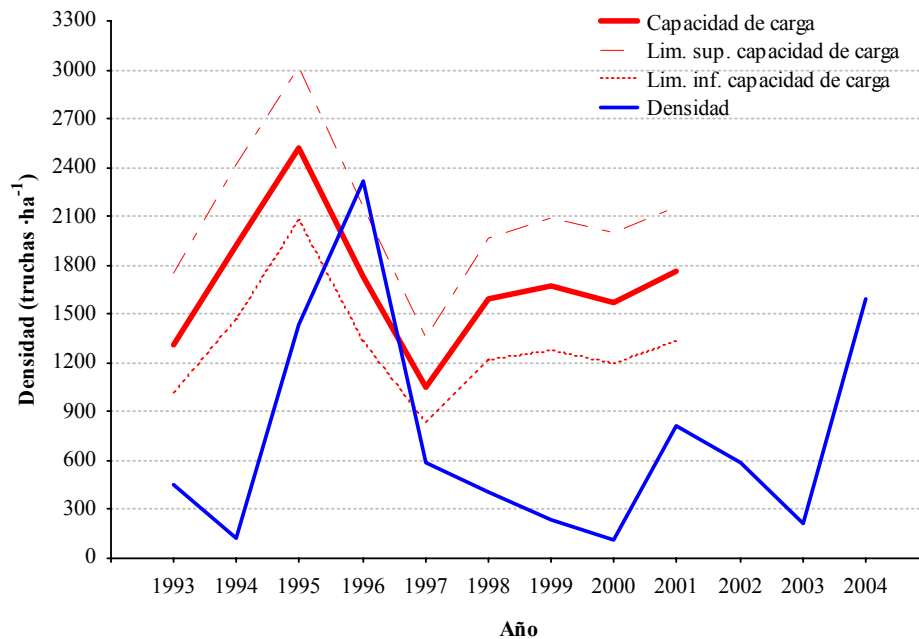
El estudio del hábitat revela que tan solo el 21.3% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, el menor valor registrado en la cuenca. La falta de hábitat potencialmente útil y el mayor tamaño que alcanzan las truchas provocan que la capacidad de carga estimada sea la más baja de todas las localidades estudiadas en la cuenca. Aún así, las densidades registradas son muy inferiores a la capacidad de carga. Al contrario de lo que ocurre en el resto de las localidades del río Ultzama, la clase de edad 0+ es la que presenta la densidad media más elevada.



La densidad media de truchas de edad 0+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,16} = -3.46$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.163). Sin embargo, la clase de edad 0+ es la que presenta la densidad media y la relación D/CC más elevada de todas las clases de edad de la localidad. La densidad anual de truchas de edad 0+ se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en 1996 (Figura 5.3.2.164).

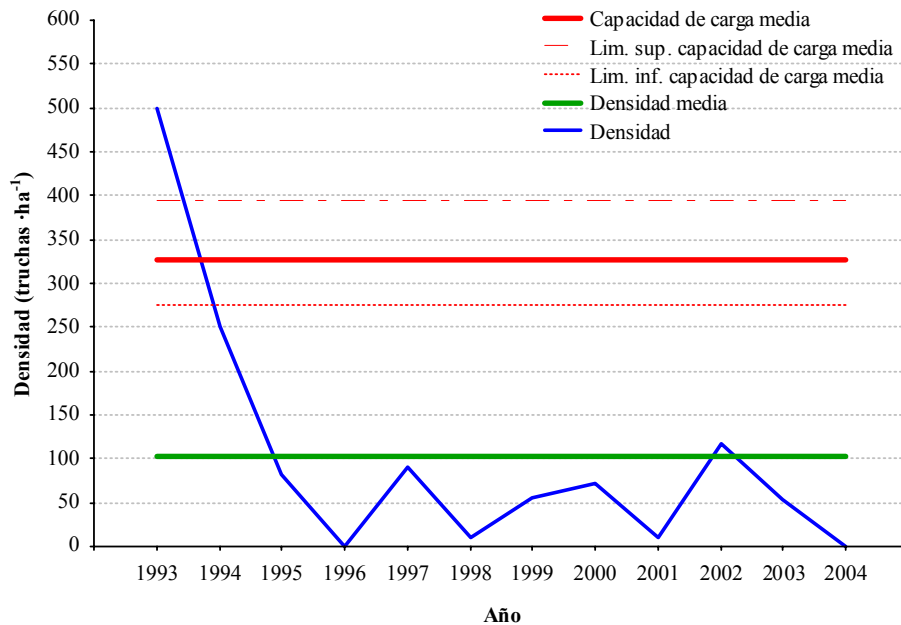


**Figura 5.3.2.163.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Olave (1630) del río Ultzama.

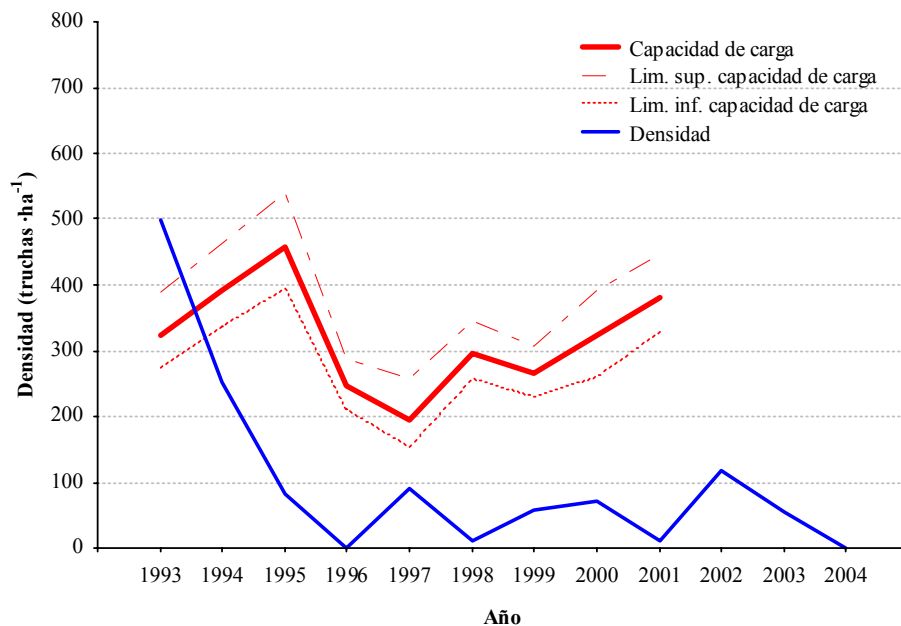


**Figura 5.3.2.164.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Olave (1630) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La clase de edad 1+ es la que presenta la relación D/CC más baja, siendo del 33%. La densidad media es, por tanto, muy inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,16} = -3.36$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.165). La densidad anual se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en todos los años del periodo estudiado salvo en 1993 y 1994 (Figura 5.3.2.166). La densidad permanece en niveles extremadamente bajos a partir del año 1995, en especial en 1996, 1998, 2001 y 2004, donde fue inferior a 11 truchas  $\text{ha}^{-1}$ . El estado de conservación es, por tanto, muy deficiente.

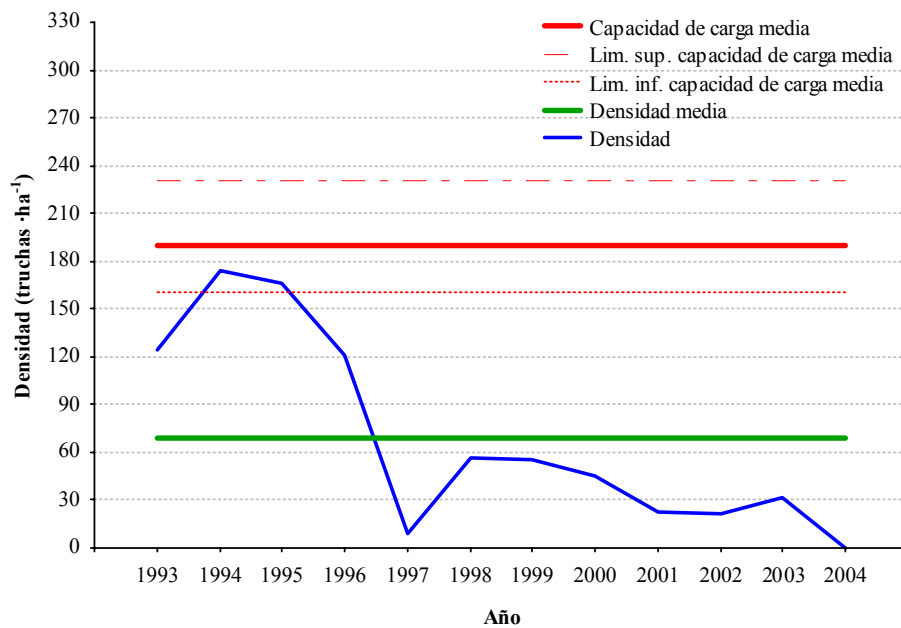


**Figura 5.3.2.165.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Olave (1630) del río Ultzama.

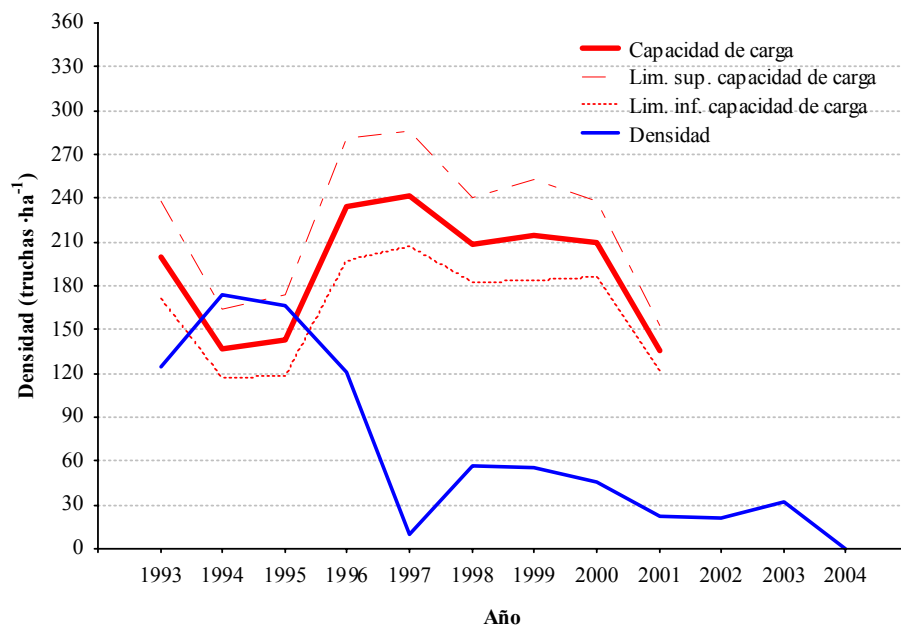


**Figura 5.3.2.166.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ultzama en Olave (1630) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Las clases de edad mayores de 1+ presentan una densidad media también inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,16} = -4.27$ ,  $p < 0.01$ ), quedando muy por debajo del límite inferior de su rango (Figura 5.3.2.167). La relación entre ambas variables es del 41%. La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en 1994 y 1995. El resto de los años permanece muy por debajo de los niveles óptimos, en especial a partir del año 1997, cuando se alcanzó la densidad anual más baja de toda la serie ( $9 \text{ truchas ha}^{-1}$ ).



**Figura 5.3.2.167.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Ultzama en Olave (1630).



**Figura 5.3.2.168.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Olave (1630) del río Ultzama durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Todas las localidades de la cuenca del Ultzama tienen una densidad media total por debajo del rango de la capacidad de carga media. Además, ninguna localidad alcanza una relación D/CC superior al 62% (Tabla 5.3.2.33). Las clases de edad mayores de 0+ sólo se encuentran en capacidad de carga en la localidad de Iraizotz.

**Tabla 5.3.2.33.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Ultzama durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Olagüe</b> (1520)	52.5	78.0	55.5	61.5
<b>Iraizotz</b> (1620)	38.2	86.9	88.3	61.7
<b>Latasa</b> (1625)	17.3	49.7	41.4	32.2
<b>Olave</b> (1630)	43.0	32.6	36.2	40.9

La cuenca del río Ultzama se encuentra muy degradada, presentando un reclutamiento y un estado de conservación de las poblaciones en general muy deficiente. El nivel de degradación varía, siendo las localidades situadas a mayor altitud, Olagüe (1520) en el afluente Mediano, e Iraizotz (1620) en el propio Ultzama, las que presentan una relación D/CC total del tramo más elevada, superior al 60%. Esta relación resulta inferior al 41% en las dos localidades restantes, especialmente en Latasa (1625) que es la localidad más degradada de la cuenca. La clase de edad 0+ es la que se encuentra peor conservada en todas las localidades, salvo en Olave (1630). Por tanto, las alteraciones presentes en el sistema fluvial parecen ejercer un efecto más negativo sobre el reclutamiento. Así, en la localidad de Iraizotz, la clase de edad 0+ presenta una relación D/CC del 38%, mientras que el resto de clases de edad se encuentran en capacidad de carga, aunque presente valores bajos. Los mayores problemas en el reclutamiento se producen en las localidades de Iraizotz y, sobre todo, en Latasa. En estas localidades, la capacidad de carga estimada para las truchas 0+ es más elevada que para el resto de clases, sin embargo las densidades medias de truchas 0+ son inferiores a las de las truchas 1+, indicando un cierto desequilibrio poblacional.

La causa fundamental de los valores bajos de la relación D/CC encontrados puede ser debida al predominio de terrenos de usos agrícolas dentro de la cuenca, existiendo en la zona ganadería intensiva y amplias zonas de prados de siega. Así, la proporción de suelo agrícola, medido a escala local de tramo, varía desde el 75% de la localidad de Iraizotz hasta el 49% de Olave. Además, existe una importante contaminación orgánica en el agua debido a vertidos procedentes de las industrias agropecuarias y agroalimentarias. Así, la localidad de Iraizotz presenta valores medios de concentración de nitritos, amonio y coliformes altos y el tramo se vio afectado por un

episodio de mortandad masiva de truchas debido a un vertido procedente de las industrias agroalimentarias cercanas en el año 2002. En este sentido, la localidad de Olave presenta las concentraciones medias de nitritos, amonio total y fosfatos más altas, ya que en el tramo existe una elevada contaminación orgánica debida a vertidos de origen agropecuario.

Sin embargo, los usos agrícolas no son la única fuente de degradación presente en la cuenca. Además, existen numerosas presas distribuidas a lo largo de la red fluvial de la cuenca. La localidad de Olave tiene 17 presas aguas arriba, siendo cinco de ellas infranqueables. Dicha localidad tiene además una presa aguas abajo que resulta infranqueable para los peces y que aísla las poblaciones de truchas del tramo de las existentes en el río Arga. Por otro lado, la pesca deportiva extractiva causa también un daño severo sobre los reproductores en algunas localidades. Así, la tasa de explotación en la localidad de Olagüe es del 100%, mientras que en Olave es del 65%, lo que deriva también en graves afecciones en el reclutamiento.

Por último, las condiciones ambientales en el tramo representado por la localidad de Olave no son adecuadas para albergar altas densidades de truchas ya que se encuentra en el límite de su distribución, aumentando la abundancia de otras especies mejor adaptadas.

### Cuenca del río Arakil

Como se puede apreciar en la Tabla 5.3.2.34, las densidades medias de las clases de edad 0+ y 1+ se encuentran dentro del rango estimado para la capacidad de carga media. Sin embargo, la densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es ligeramente inferior al rango estimado para la capacidad de carga media. La densidad media total del tramo se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, aunque dentro del rango estimado para ésta ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.53$ ,  $p > 0.05$ ). Así, la relación entre ambas variables es del 88.8% (Tabla 5.2.3.62). Por tanto, el estado de conservación que presenta la población de truchas del tramo es bueno.

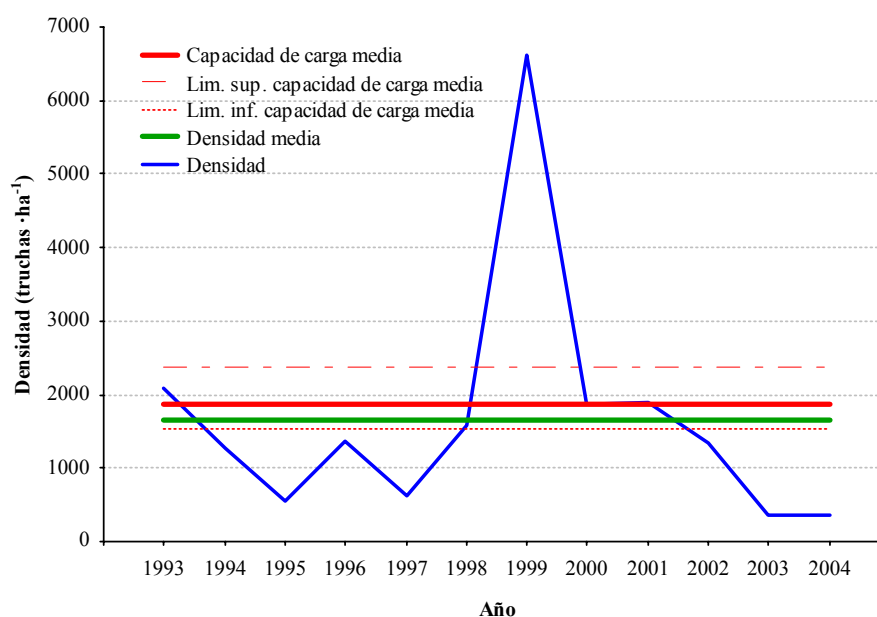
**Tabla 5.3.2.34.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del arroyo Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1660.9	689.9	117.2	2468.0
Capacidad carga CC	1877.1 (1530.4-2383.7)	762.1 (650.8-808.9)	141.0 (120.8-167.0)	2780.1 (2302.0-3459.6)
Relación D/CC	88.5	90.5	83.1	88.8

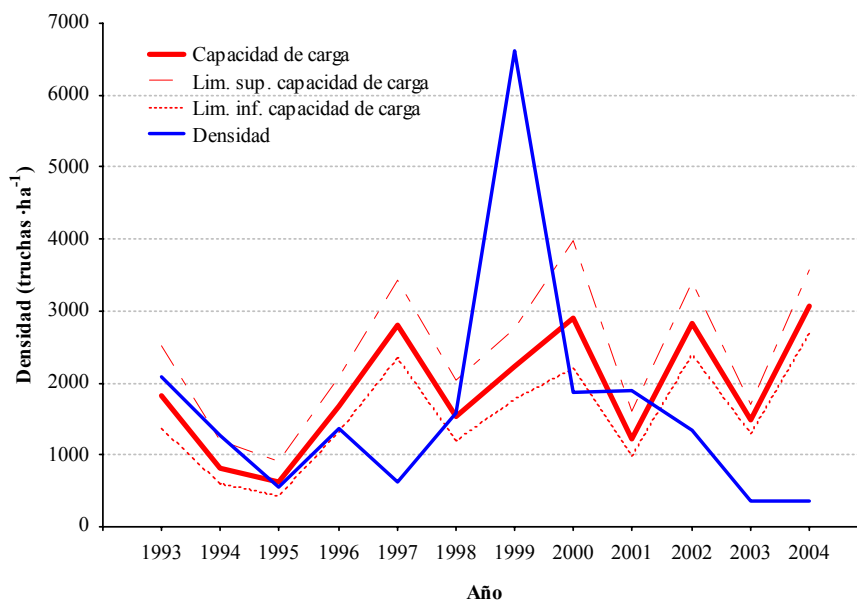
El estudio de hábitat revela que sólo el 23.5% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe principalmente a la escasa profundidad del tramo, correspondiendo el 50% de la superficie del cauce a zonas de profundidad inferior a 20 cm. Así, la capacidad de carga estimada para las truchas de edades superiores a 1+ es muy baja, mientras que para las clases de edad 0+ y 1+ presenta valores normales para un tramo de estas características. Las densidades de truchas registradas se encuentran dentro del rango estimado para la capacidad de carga, salvo en el caso de las truchas de mayor edad, que resulta ligeramente menor, con una relación D/CC del 83.1%.

En el arroyo Lizarrusti no existen impactos severos que afecten a las poblaciones de truchas. Sin embargo, los caudales circulantes durante el estiaje son muy bajos, y aunque la mayor parte del cauce se encuentra en sombra, en años de caudales muy bajos y altas temperaturas se pueden producir situaciones de estrés en las truchas que provoquen descensos en la densidad. Estos bajos caudales se deben a la presencia en la cabecera del arroyo de la presa de la central de Lizarrusti, que actualmente deriva agua para abastecimiento humano. Este descenso en los caudales provoca la reducción del hábitat disponible para las truchas, y por tanto, de la capacidad de carga del arroyo.

La densidad media de las truchas 0+ es similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -0.40$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.169). La densidad anual permanece dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado, con valores incluso superiores como ocurrió en 1999. No obstante, se ha producido un descenso en el reclutamiento en los tres últimos años del periodo estudiado, siendo la densidad inferior a la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.170).

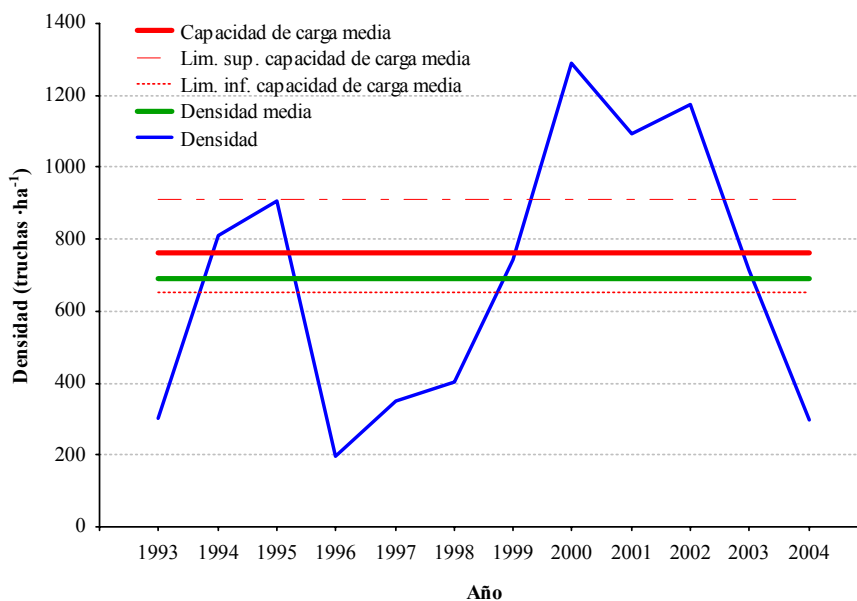


**Figura 5.3.2.169.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Lizarragabengoa (1760) del arroyo Lizarrusti.

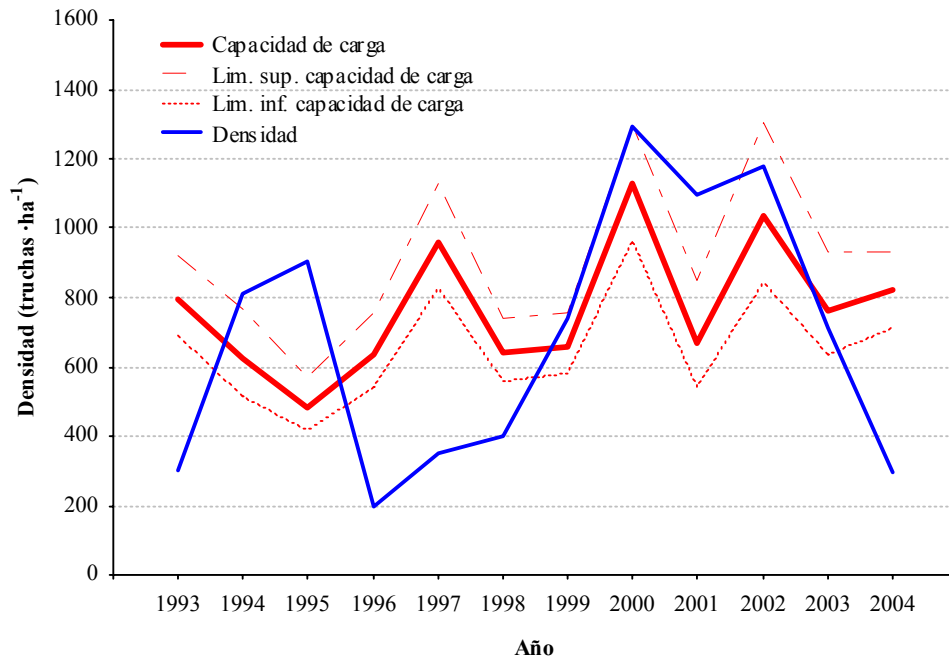


**Figura 5.3.2.170.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del arroyo Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es inferior a la capacidad de carga media del tramo ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.59$ ,  $p > 0.05$ ), encontrándose dentro del rango estimado para ésta (Figura 5.3.2.171). La densidad anual presenta valores dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado, con descensos puntuales en algunos años (1993, 1996 a 1998 y 2004). Las bajas densidades de alevines registradas durante el periodo comprendido entre 1995 y 1997 motivaron un descenso en la densidad de juveniles en los años siguientes, permaneciendo por debajo de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.172).



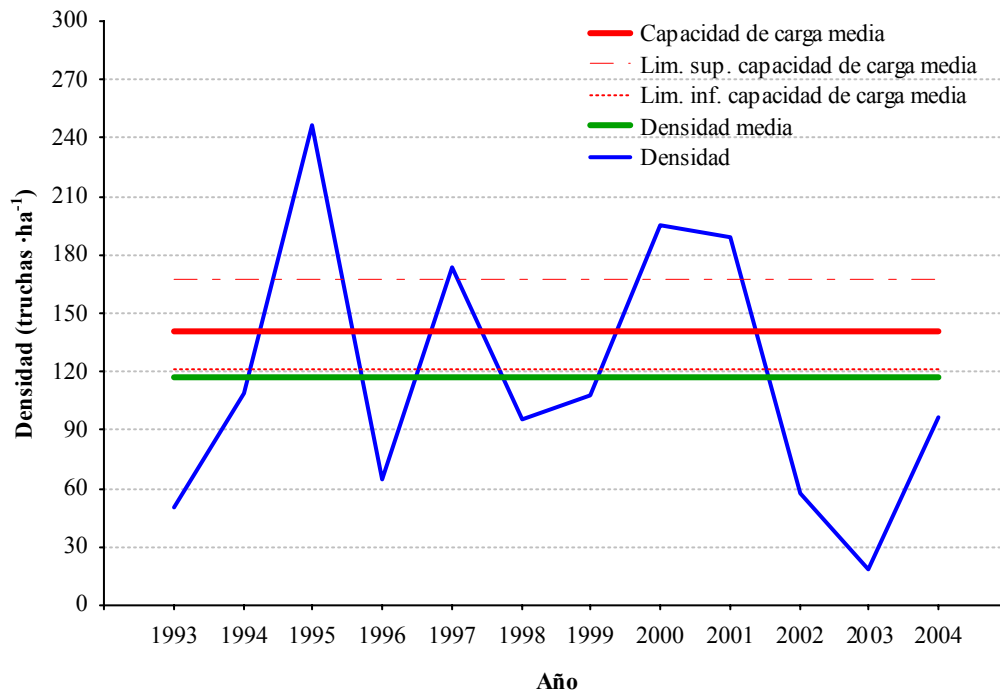
**Figura 5.3.2.171.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Lizarragabengoa (1760) del arroyo Lizarrusti.



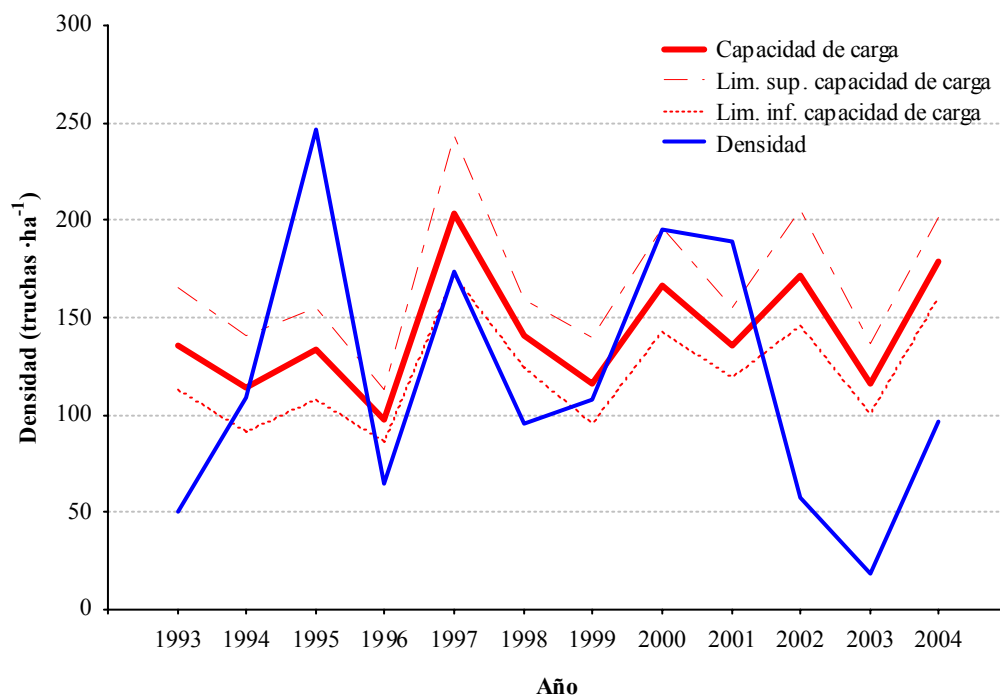
**Figura 5.3.2.172.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del arroyo Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas superiores a 1+ es menor que el límite inferior del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.173). Sin embargo, no se encontraron diferencias no significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.09$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación  $D/CC$  del 83%. La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.174). La densidad fue acusadamente inferior a la capacidad de carga sólo en 1993 y en los últimos años analizados, cuando se produjeron fuertes descensos de la densidad. Sin embargo, no se puede considerar que las truchas adultas del tramo se encuentren por debajo de la capacidad de carga, ya que realmente no presentan alteraciones graves que puedan poner en peligro la estabilidad de la población.





**Figura 5.3.2.173.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Lizarragabengoa (1760) del arroyo Lizarrusti.



**Figura 5.3.2.174.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y de la capacidad de carga en la localidad del arroyo Lizarrusti en Lizarragabengoa (1760) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

### Cuenca del río Larraun

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas, comenzando por las situadas en el río Larraun, para comentar a continuación las localidades del río Basaburua según se descende en altitud.

En la localidad de Mugiro (1820) se observa que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, e incluso por debajo del límite inferior del rango estimado, salvo en las truchas mayores de 1+ (Tabla 5.3.2.35). Así, la densidad media total del tramo se encuentra fuera del rango de la capacidad de carga, con una relación D/CC del 78%, aunque no se detectaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.80$ ,  $p > 0.05$ ).

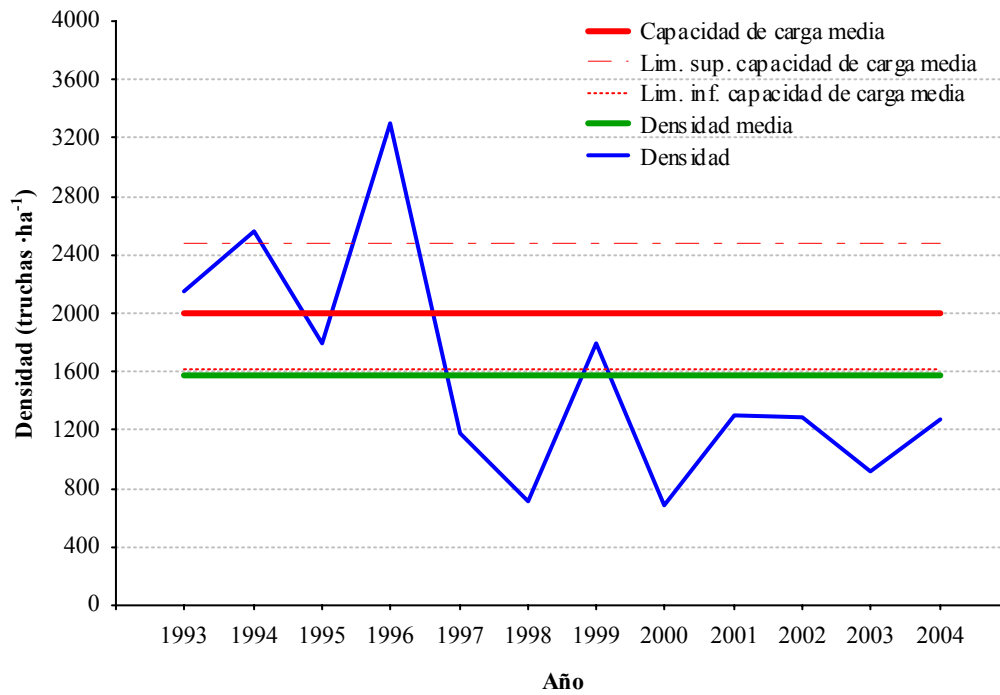
**Tabla 5.3.2.35.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820).

	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	1580.7	1135.2	511.7	3227.5
Capacidad carga CC	2004.0 (1602.5-2482.1)	1497.9 (1273.8-1731.8)	635.6 (510.1-777.3)	4137.5 (3386.4-4991.2)
Relación D/CC	78.9	75.8	80.5	78.0

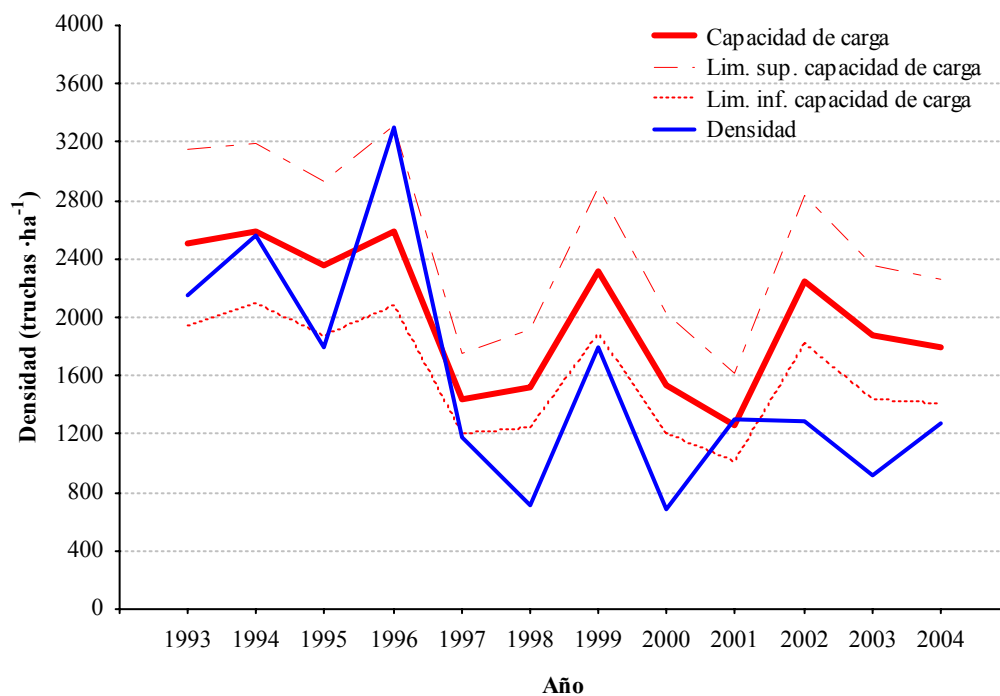
El estudio del hábitat revela que el 57.2% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, lo que representa un valor elevado. La localidad presenta una capacidad de carga normal para un tramo de estas características. La clase de edad 1+ es la que presenta un peor estado de conservación, con una relación D/CC del 75.8%, aunque ninguna clase de edad presenta valores superiores al 81% para dicha relación.

A partir de 1999 se observa una disminución en los caudales circulantes en el periodo estival. Así, el caudal registrado en cuatro de los seis años de este periodo (2000, 2001, 2003 y 2004), es muy inferior al caudal medio del periodo de doce años estudiado. Esto propicia que exista una tendencia decreciente en la capacidad de carga al existir una disminución en el hábitat disponible.

La densidad media de las truchas 0+ es menor que el límite inferior del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.175), siendo la relación D/CC del 79%. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.59$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad anual de alevines permanece dentro del rango de la capacidad de carga hasta 1997. A partir de ese momento, la densidad se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años. (Figura 5.3.2.176). A pesar de ello, el patrón de variación temporal de la densidad está asociado significativamente a las fluctuaciones de la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r = 0.80$ ,  $p < 0.05$ ).

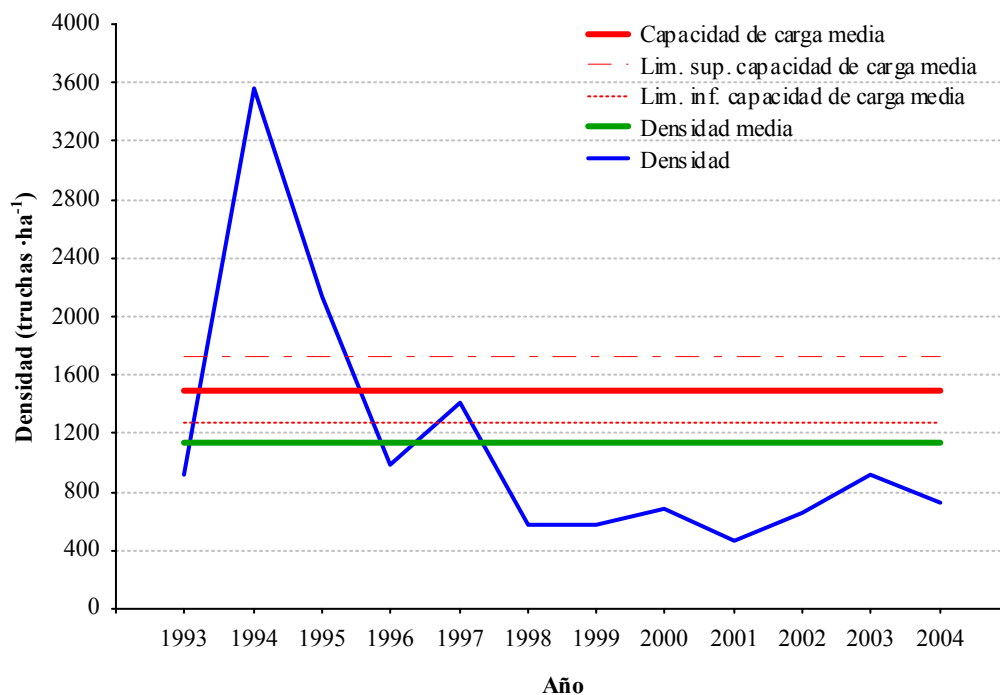


**Figura 5.3.2.175.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Mugiro (1820) del río Larraun.

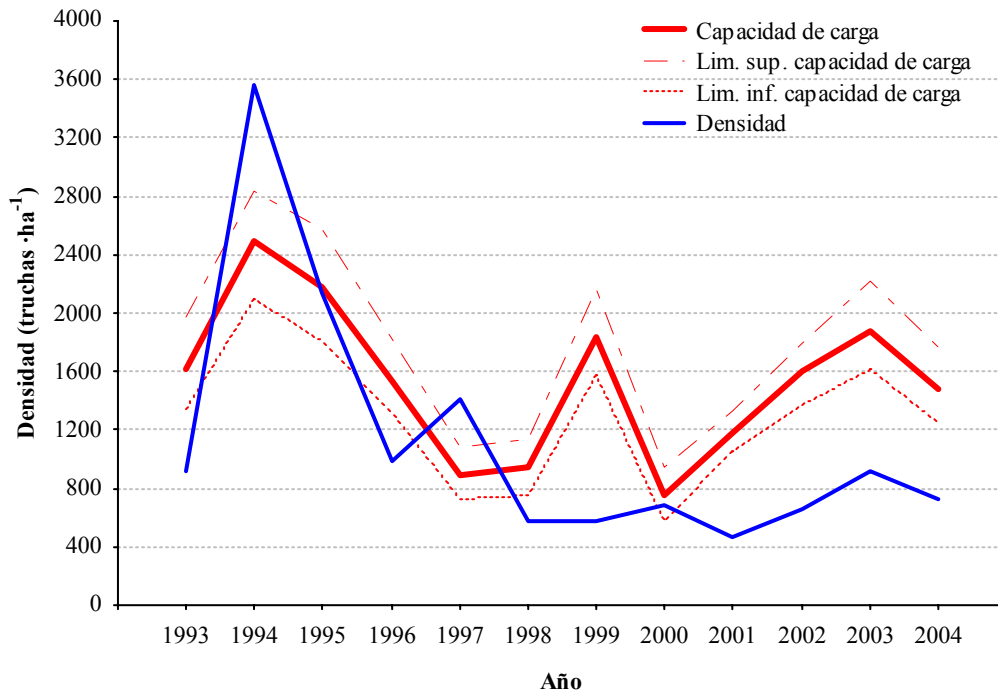


**Figura 5.3.2.176.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En las truchas 1+ sucede algo similar a lo observado en la clase de edad 0+. La es también inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.22$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC de 76% (Figura 5.3.2.177). Se observa también una tendencia decreciente significativa ( $n=11$ ,  $r = -0.71$ ,  $p < 0.05$ ) en las densidades. Así, la densidad se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en casi todos los años del periodo estudiado (Figura 5.3.2.178). Este hecho se hace más patente a partir de 1997, pues la densidad anual se encuentra por debajo del rango en todos los años, salvo en el año 2000, presentando valores bajos. Estas fluctuaciones en la densidad parecen estar relacionadas con las variaciones en la disponibilidad de hábitat ( $n=12$ ,  $r = 0.58$ ,  $p < 0.05$ ).

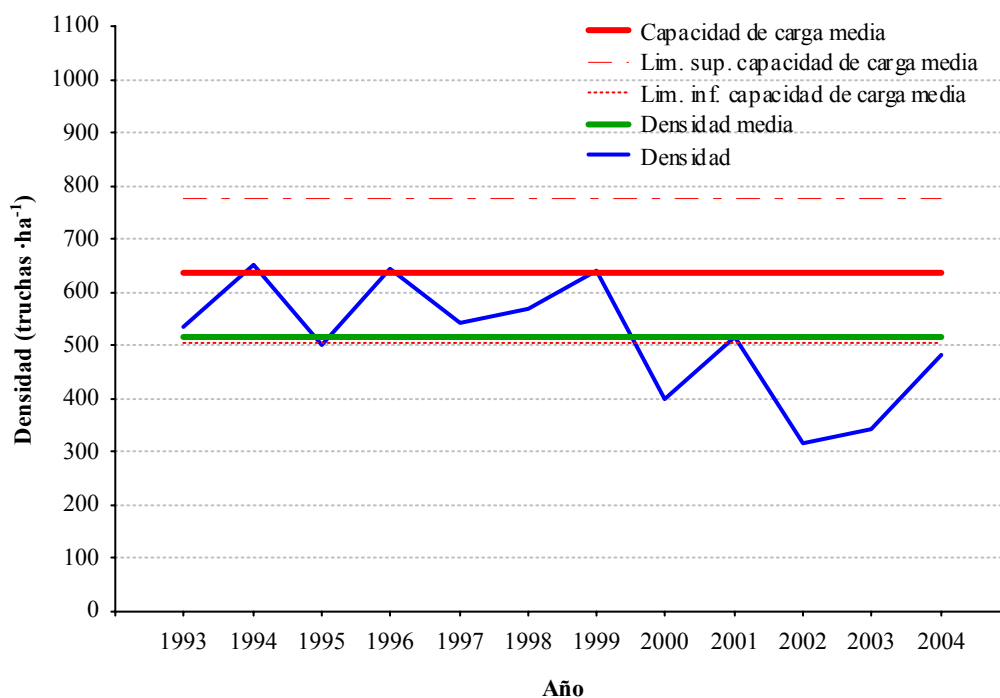


**Figura 5.3.2.177.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Mugiro (1820) del río Larraun.

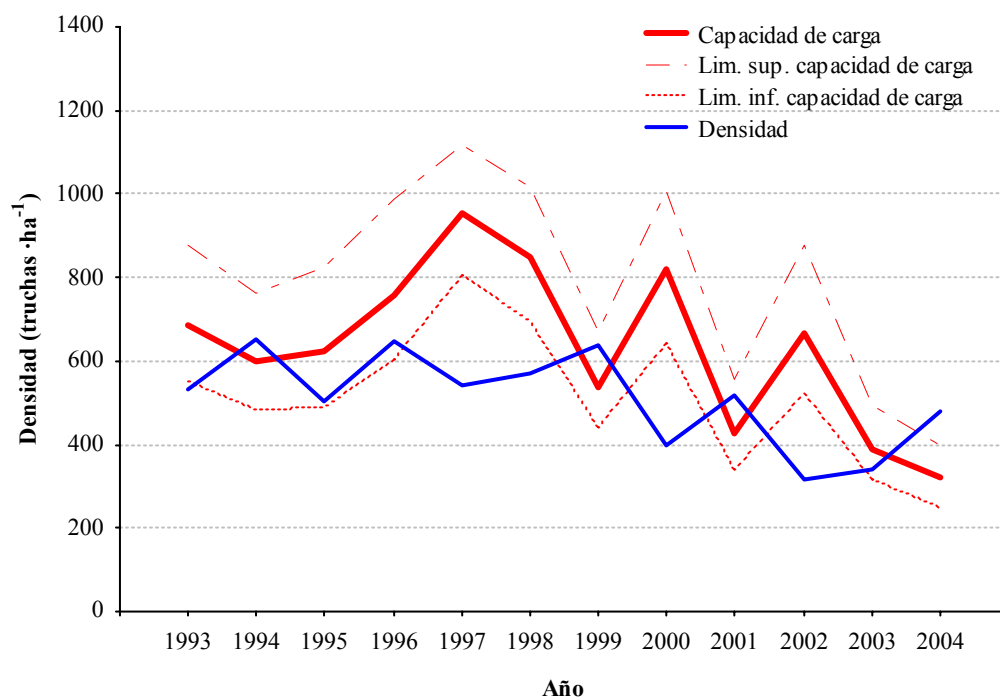


**Figura 5.3.2.178.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y de la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es también inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.92$ ,  $p > 0.05$ ), aunque permanece dentro de su rango (Figura 5.3.2.179). La relación D/CC es de 80.5%, la más alta de todas las clases de edad. También se observa una tendencia negativa en las densidades, en este caso a partir de 1999. Aparte del descenso general de truchas observado en el tramo durante los últimos años, las truchas adultas pueden estar afectadas por la pesca deportiva, ya que las capturas representan un 70% del descenso existente en la densidad respecto a la capacidad de carga estimada. En la Figura 5.3.2.180 se observa que la densidad anual de las truchas de mayor edad se encuentra por debajo o en el límite del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años estudiados.



**Figura 5.3.2.179.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Mugiro (1820) del río Larraun.



**Figura 5.3.2.180.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad superiores a 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Mugiro (1820) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

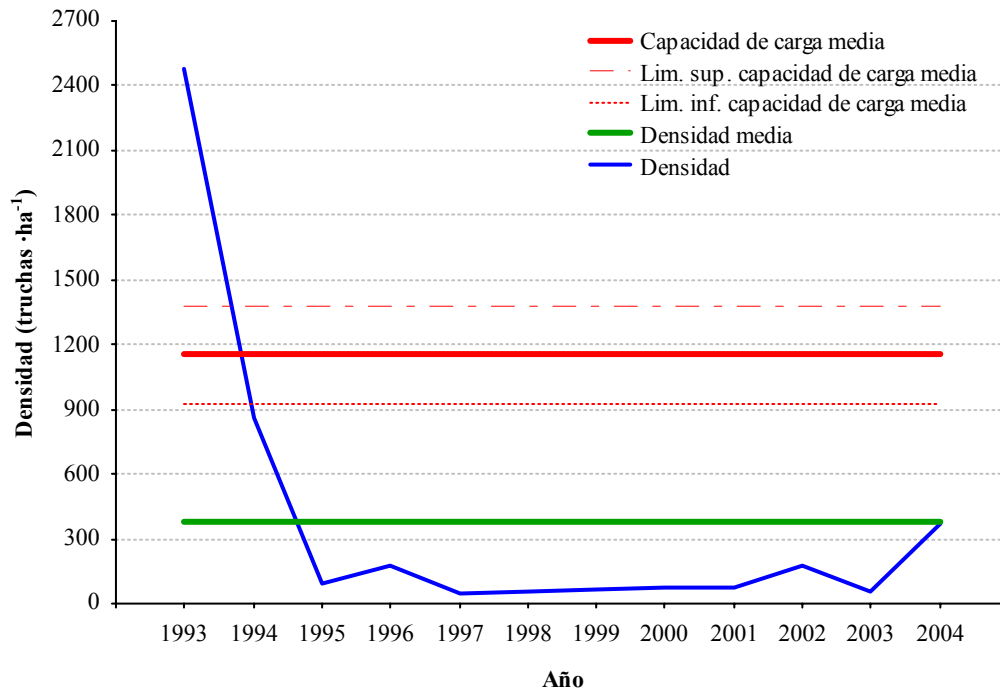
La densidad media de todas las clases de edad en la localidad de Latasa en el río Larraun se encuentran muy por debajo del rango de la capacidad de carga (Tabla 5.3.2.36). Por tanto, la densidad media total del tramo está muy alejada de la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -6.22$ ,  $p < 0.0001$ ), siendo la relación D/CC del 29.5%. Esto indica la existencia de otros factores que limitan el normal desarrollo de la población. De hecho, no se observó una relación significativa entre las variaciones interanuales en la densidad y capacidad de carga ( $n=12$ ,  $p > 0.05$ ) en ninguna clase de edad.

**Tabla 5.3.2.36.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Larraun en Latasa (1830).

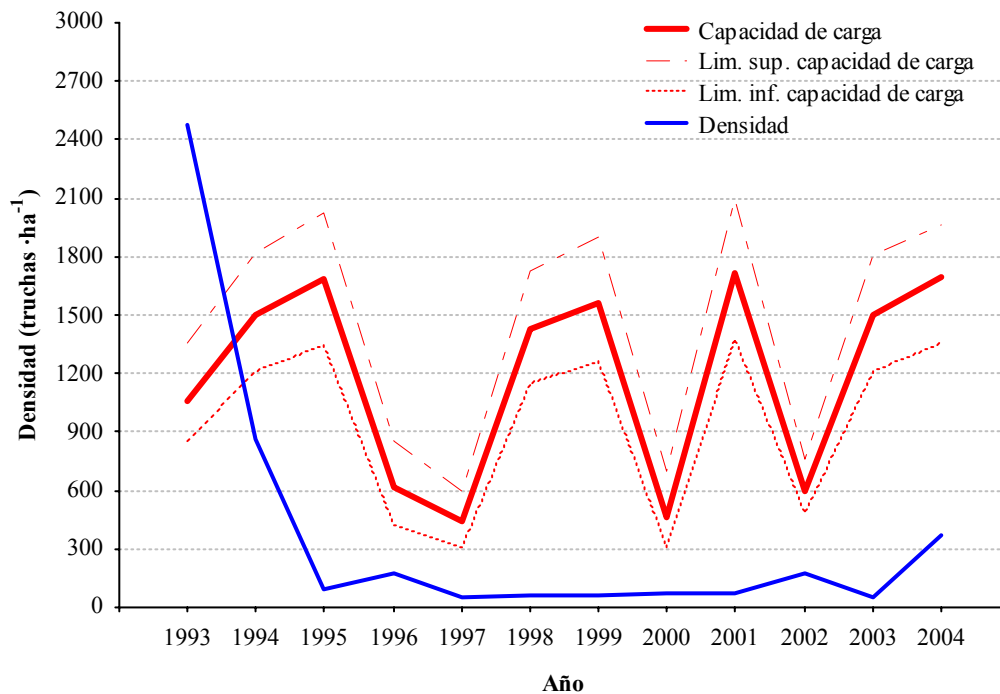
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	376.6	312.7	119.0	808.4
Capacidad carga CC	1155.6 (928.7-1377.9)	1001.5 (817.7-1247.3)	580.4 (458.9-708.1)	2737.6 (2205-3333.3)
Relación D/CC	32.6	31.2	20.5	29.5

El estudio del hábitat revela que el 53.5% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, valor similar al existente en la otra localidad del río Larraun. Al tratarse del tramo bajo del río, el tamaño de las truchas es mayor que en la localidad de Mugiro, por lo que ocupan un territorio mayor. Esto motiva que la capacidad de carga estimada para este tramo sea menor que para la localidad de Mugiro. Las características del hábitat resultan muy adecuadas para las truchas de clase de edad 1+ y mayores. Sin embargo, son las clases de edad que presentan una menor relación D/CC, en especial las truchas de mayor edad con apenas un valor de 20.5%.

La densidad media de las truchas 0+ es muy inferior a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -2.92$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.181). La densidad anual se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga estimada todos los años del periodo estudiado, salvo en 1993 donde resultó muy superior. De hecho, a partir de 1993, la densidad sufre un descenso muy marcado, para estabilizarse en niveles mínimos a partir de 1995 (Figura 5.3.2.182). El hecho de carecer de datos de densidad anteriores a 1993 impide conocer si la densidad registrada en ese año es un hecho extraordinario o si, por el contrario, en 1995 se produjo un impacto en el tramo tan severo que haya provocado la práctica desaparición de las truchas.



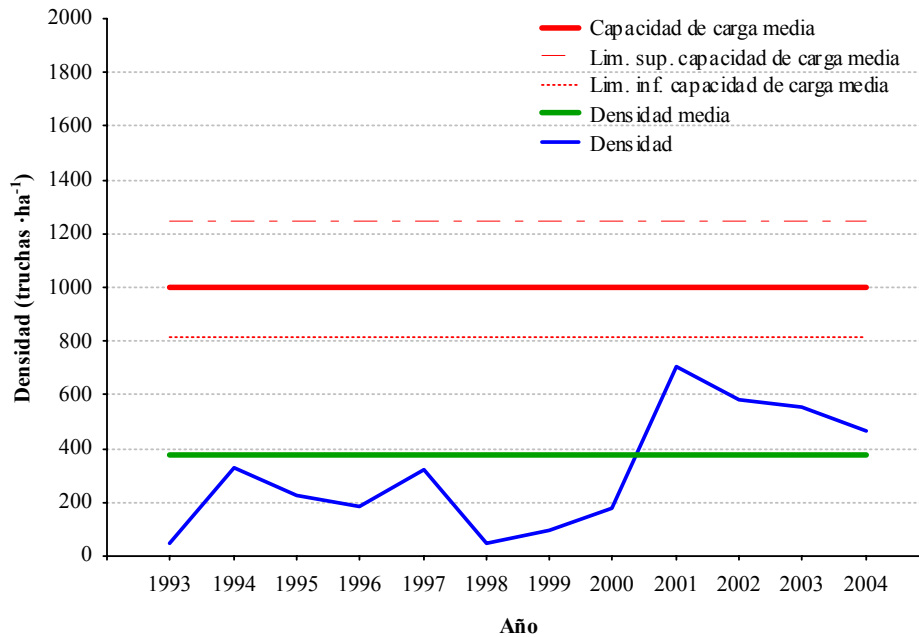
**Figura 5.3.2.181.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1830) del río Larraun.



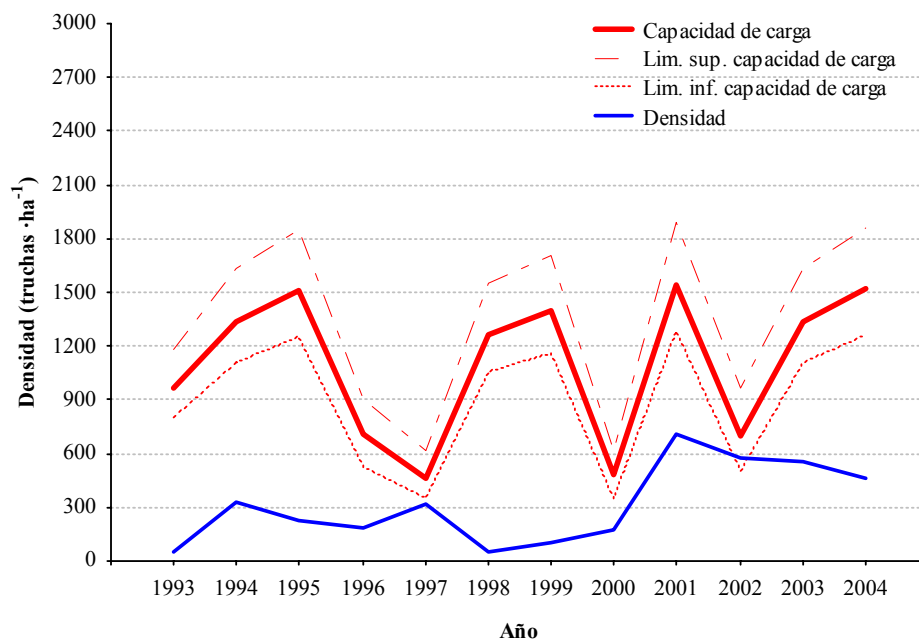
**Figura 5.3.2.182.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Latasa (1830) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de truchas 1+ es también significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -5.81$ ,  $p < 0.0001$ ). Sin embargo, se observa una leve tendencia ascendente en las densidades, aunque sin llegar a estar ningún año dentro del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.183). Así, a pesar del aumento observado en la densidad a partir del año 2000, la densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en 2002 (Figura 5.3.2.184).

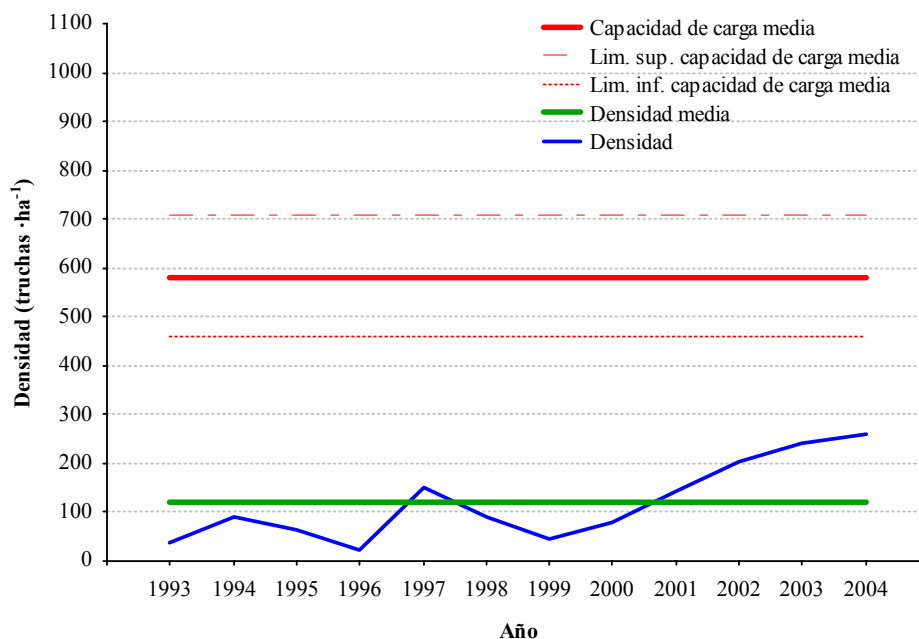


**Figura 5.3.2.183.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1830) del río Larraun.

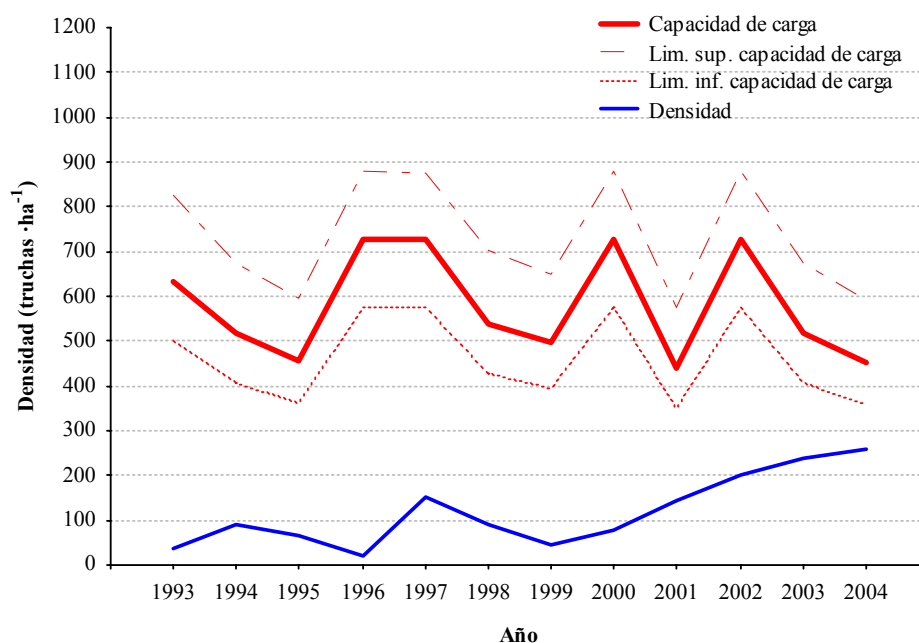


**Figura 5.3.2.184.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Latasa (1830) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es también significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -11.11$ ,  $p < 0.0001$ ) (Figura 5.3.2.185), presentando la relación D/CC más baja de todas las clases de edad (20.5%). A pesar de la tendencia ascendente de la densidad de truchas de edades superiores a 1+ en la última parte del periodo estudiado, la variable siempre permanece por debajo del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.186).



**Figura 5.3.2.185.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Latasa (1830) del río Larraun.



**Figura 5.3.2.186.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Larraun en Latasa (1830) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

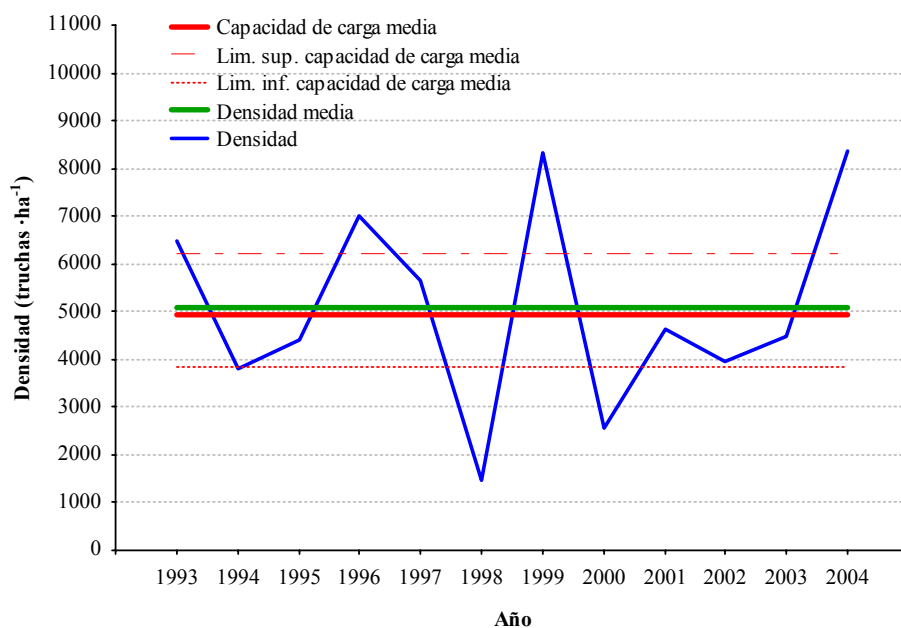
En la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940) la densidad total media del tramo es similar a la capacidad de carga media (Tabla 5.3.2.37).

**Tabla 5.3.2.37.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940).

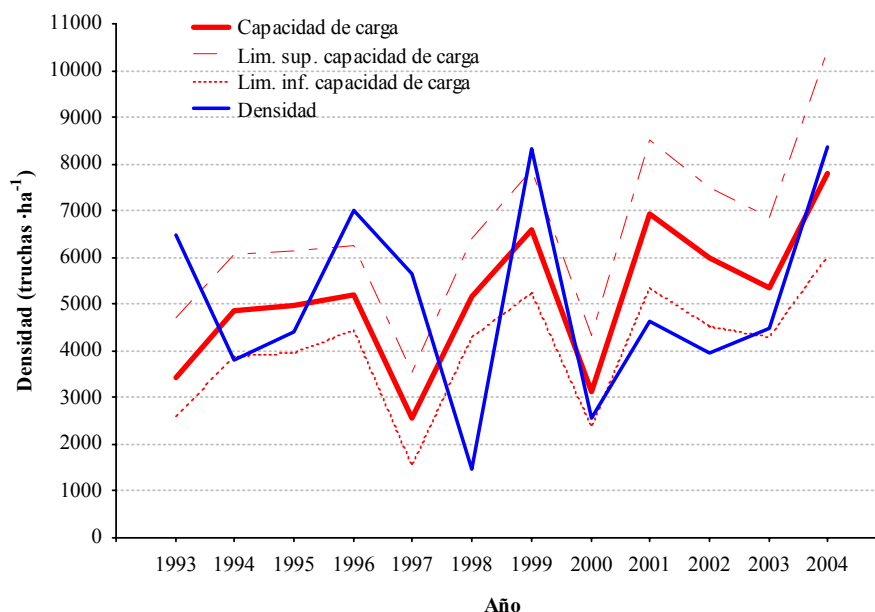
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	5095.6	3482.2	1716.1	10294.0
Capacidad carga CC	4954.5 (3849.8-6232.7)	3286.9 (2661.7-3986.9)	1535.5 (1242.2-1949.5)	9777.0 (7753.8-12169.1)
Relación D/CC	100.0	100.0	100.0	100.0

El estudio de hábitat revela que el 87.1% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, porcentaje extraordinariamente elevado. De este modo, la capacidad de carga estimada resulta muy elevada para todas las clases de edad. Al no existir ninguna alteración grave en el tramo, las truchas no tienen ninguna limitación para ocupar todo el hábitat disponible, presentando así unas densidades muy elevadas.

La densidad media de las truchas 0+ es prácticamente idéntica a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22}=0.26$ ,  $p>0.05$ ) (Figura 5.3.2.187). La densidad de truchas de edad 0+ sufre fuertes fluctuaciones interanuales, de manera que en algún año se encuentra por debajo (1998) o por encima (1999) del rango de la capacidad de carga. Las truchas de edad 0+ presentan densidades acordes con la capacidad de carga estimada durante el resto de los años analizados (Figura 5.3.2.188).

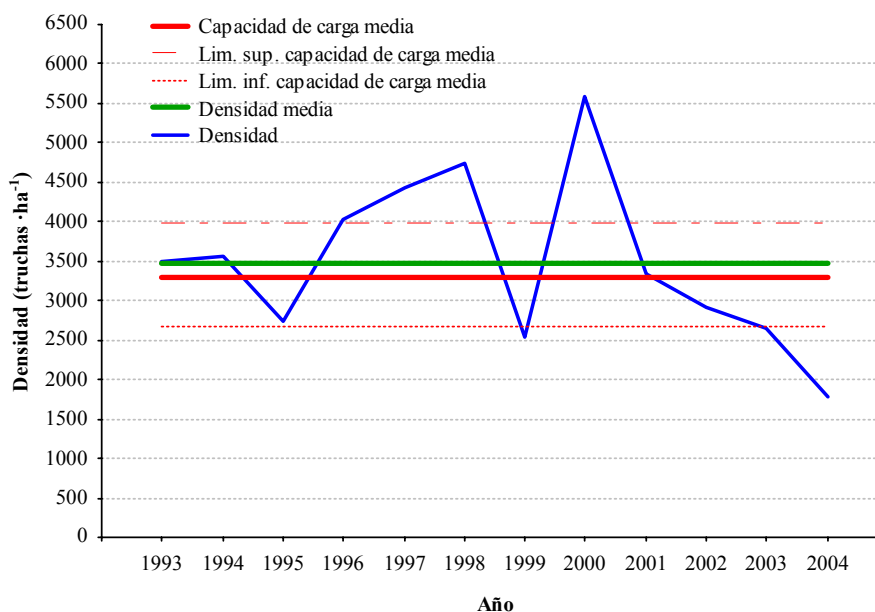


**Figura 5.3.2.187.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Orokieta (1940) del arroyo Orokieta.

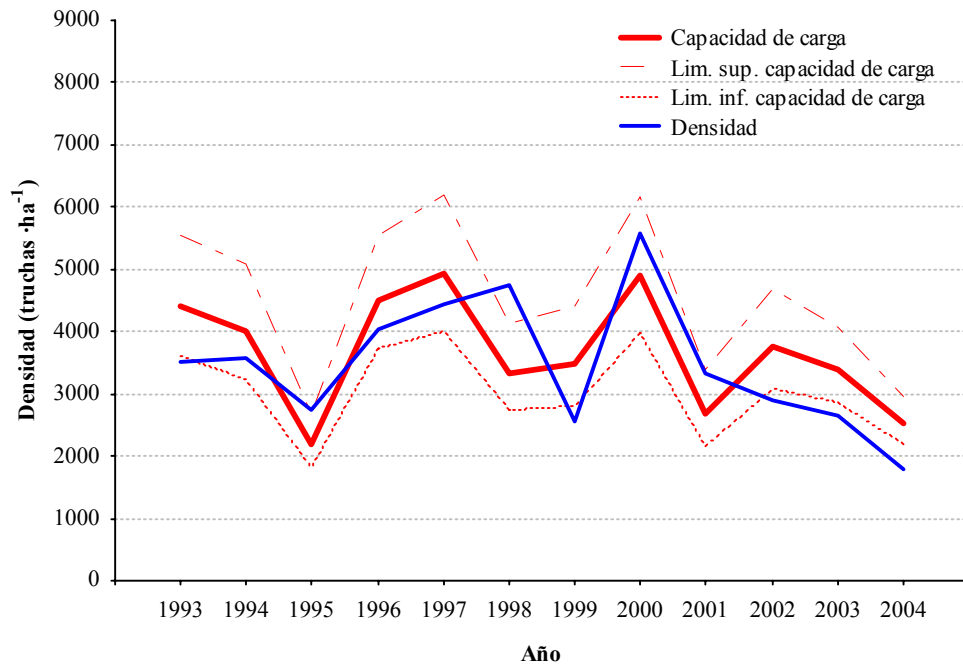


**Figura 5.3.2.188.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es también similar a la capacidad de carga media estimada ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.47$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.189). La densidad anual de truchas de edad 1+ se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en prácticamente todos los años del periodo estudiado. De hecho, los patrones de variación temporal de ambas variables se encuentran relacionados de forma significativa ( $n=12$ ,  $r = 0.69$ ,  $p < 0.05$ ). Sin embargo, a partir del año 2001 se produce un pequeño descenso en las densidades de truchas 1+ que ha provocado que se encuentren ligeramente por debajo del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.190).

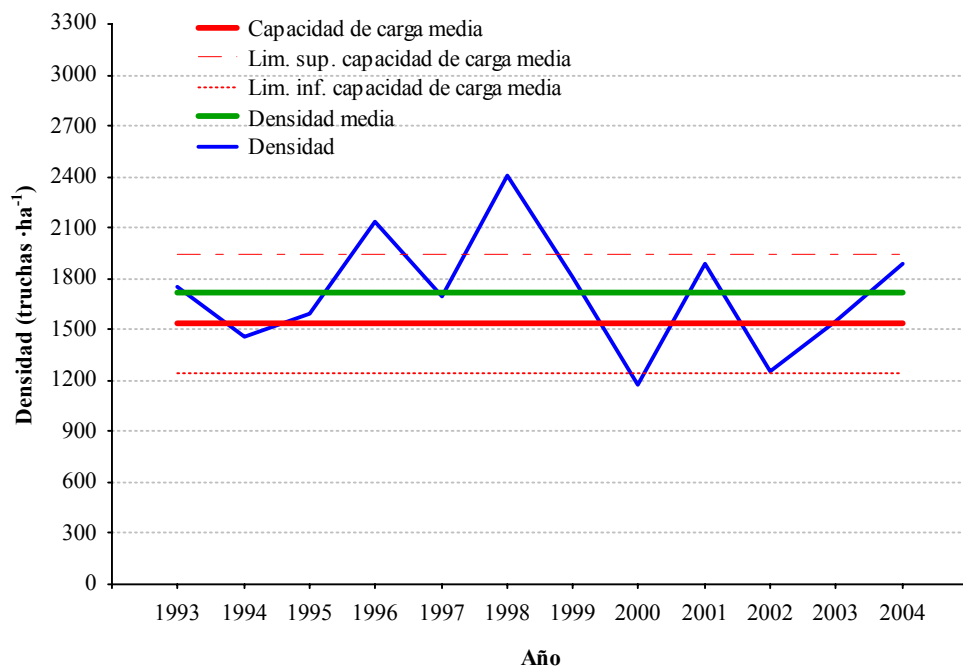


**Figura 5.3.2.189.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Orokieta (1940) del arroyo Orokieta.

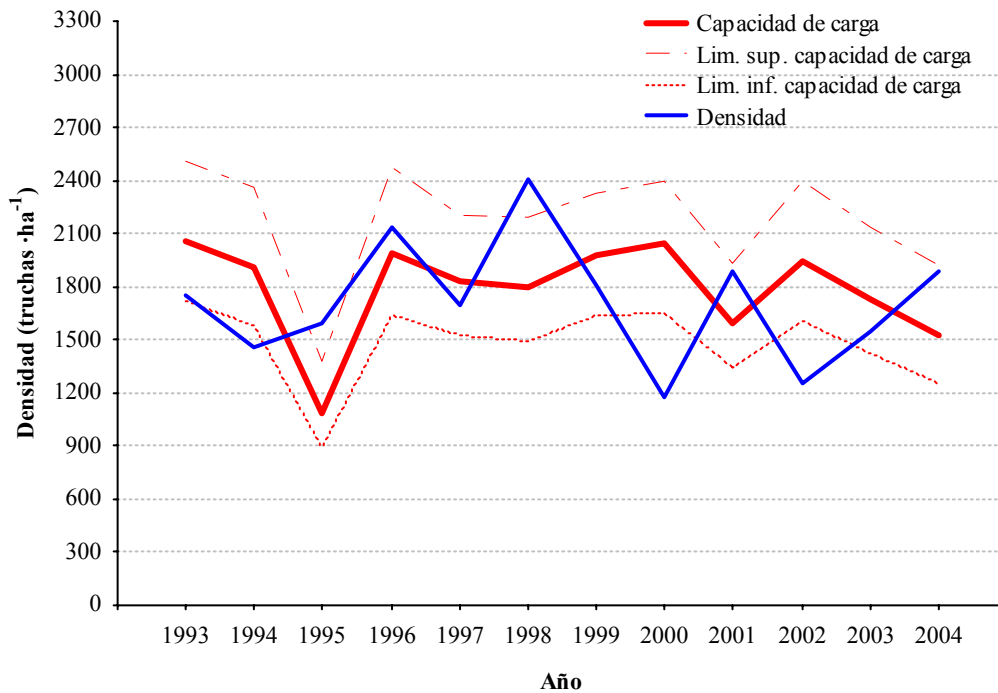


**Figura 5.3.2.190.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es ligeramente superior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.57$ ,  $p > 0.05$ ), aunque se encuentra dentro de su rango estimado (Figura 5.3.2.191). Al analizar la evolución temporal de la densidad anual, se observa que el parámetro se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en casi todos los años analizados (Figura 5.3.2.192).



**Figura 5.3.2.191.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y rango estimado en el periodo de estudio (1993-2004) en la localidad de Orokieta (1940) del arroyo Orokieta.



**Figura 5.3.2.192.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del arroyo Orokieta en Orokieta (1940) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

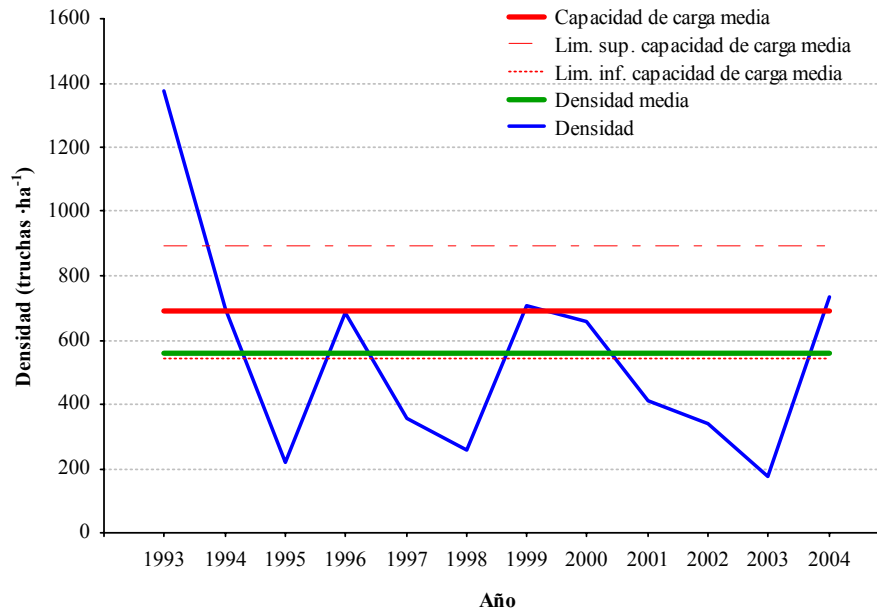
En la localidad del río Basaburua en Udabe todas las clases de edad presentan una densidad media inferior a la capacidad de carga media, aunque dentro del rango estimado para ésta (Tabla 5.3.2.38). En consecuencia, la densidad media para el total del tramo es inferior a la capacidad de carga media total del tramo, aunque no se detectaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.26$ ,  $p > 0.05$ ). Así, la relación D/CC total es del 85.6%.

**Tabla 5.3.2.38.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Basaburua en Udabe (1930).

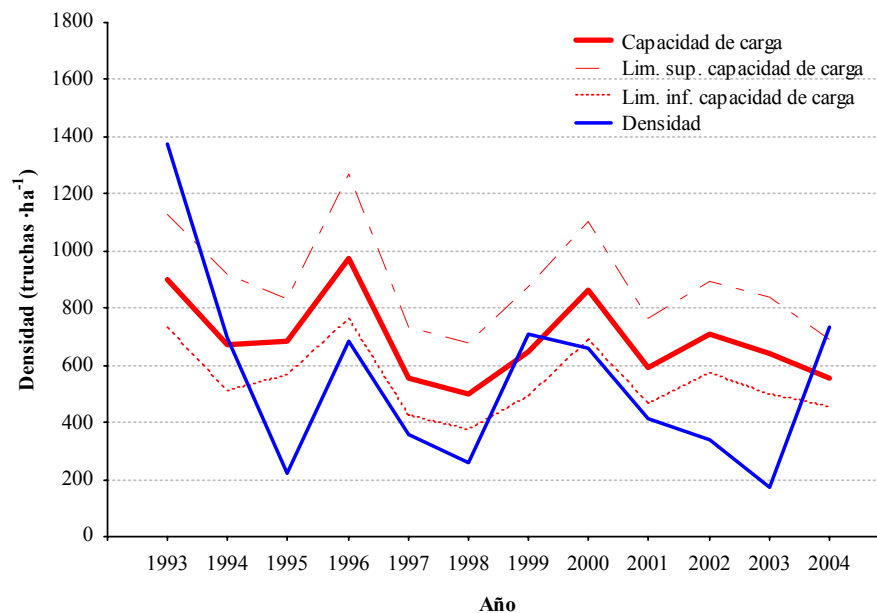
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	551.3	446.4	168.7	1166.5
Capacidad carga CC	691.4 (545.8-895.0)	475.5 (415.3-548.3)	196.4 (162.1-243.7)	1362.3 (1123.12-1687.1)
Relación D/CC	79.7	94.1	85.9	85.6

El estudio del hábitat revela que el 23% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe al predominio dentro del tramo de zonas de rápidos y corrientes, con bajas profundidades y velocidades muy elevadas. Así, la capacidad de carga estimada para el tramo es baja. Sin embargo, la densidad media del tramo resulta incluso inferior.

La densidad media de truchas 0+ se encuentra cerca del límite inferior del rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.193). A pesar de que la relación D/CC es del 80%, no se observaron diferencias significativas entre la densidad y la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.33$ ,  $p > 0.05$ ). A pesar de ello, la densidad de truchas 0+ se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.194). No obstante, las variaciones interanuales en la densidad se encuentran influidas de forma significativa por las fluctuaciones en el hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r = 0.58$ ,  $p < 0.05$ ).

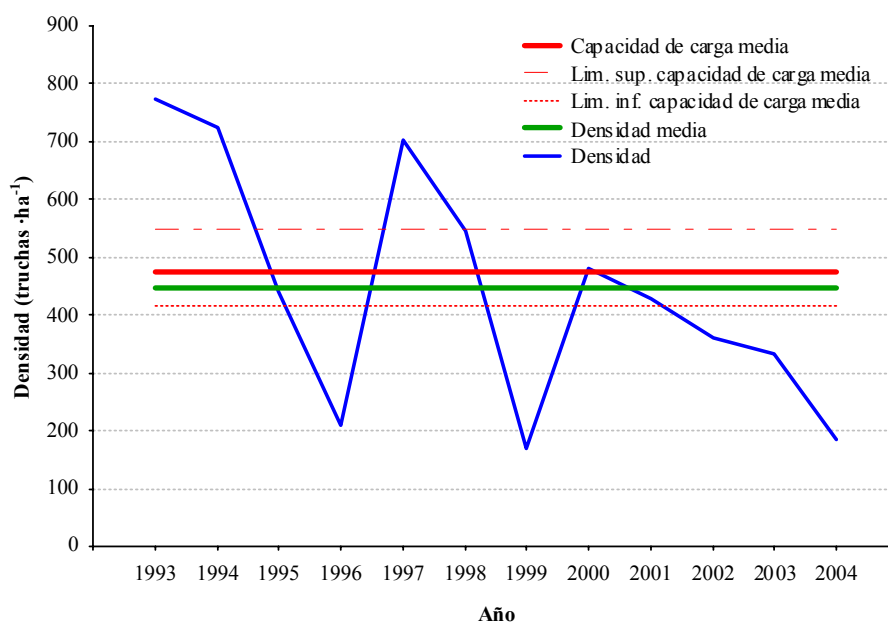


**Figura 5.3.2.193.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Udabe (1930) del río Basaburua.

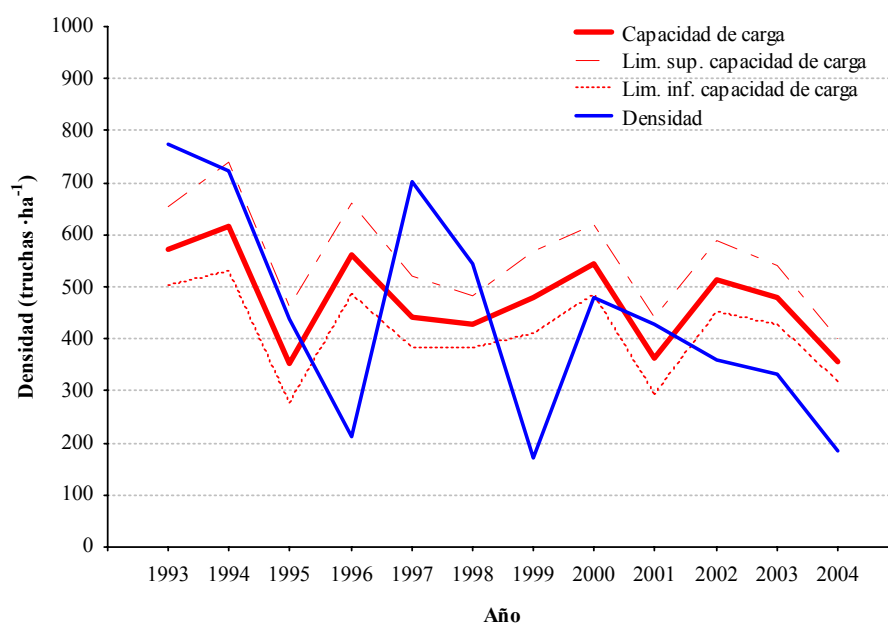


**Figura 5.3.2.194.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Basaburua en Udabe (1930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edad 1+ es similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.42$ ,  $p > 0.05$ ). Así, la relación D/CC de las truchas 1+ es del 94% (Figura 5.3.2.195). No obstante, existe una tendencia decreciente significativa en la densidad a lo largo del periodo estudiado ( $n=12$ ,  $r = -0.65$ ,  $p < 0.05$ ). Además, se observó que la densidad es inferior al rango de la capacidad de carga durante cinco años del periodo estudiado, especialmente en 1996, 1999 y 2004, aunque en estos años se debe en parte al bajo reclutamiento registrado en los años precedentes (Figura 5.3.2.196).



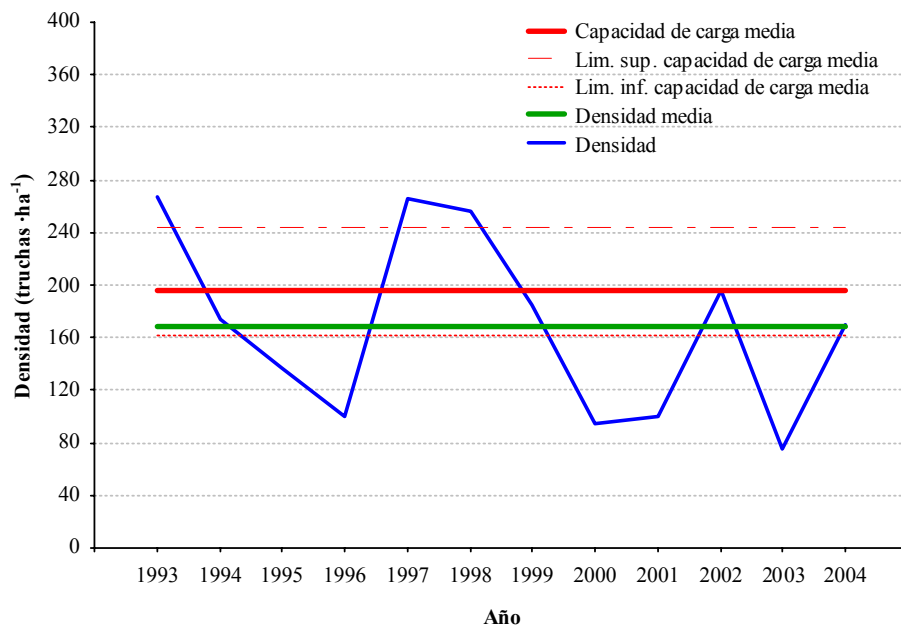
**Figura 5.3.2.195.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Udabe (1930) del río Basaburua.



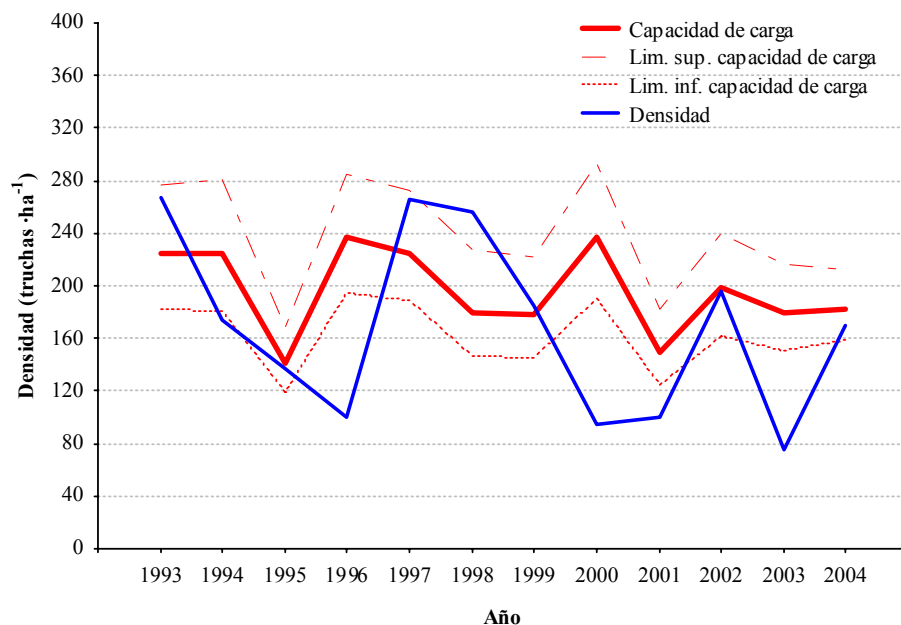
**Figura 5.3.2.196.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Basaburua en Udabe (1930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



La densidad media de las truchas de edades mayores a 1+ es también inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.25$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC de 86% (Figura 5.3.2.197). La densidad anual se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años estudiados. Sin embargo, la densidad anual presenta valores muy inferiores al rango estimado en los años 1996, 2000, 2001 y 2003 (Figura 5.3.2.198). Salvo en los años 1996 y 2000, la densidad de adultos se encuentra relacionada con la capacidad de carga estimada ( $n=10$ ,  $r = 0.65$ ,  $p < 0.05$ ).



**Figura 5.3.2.197.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Udabe (1930) del río Basaburua.



**Figura 5.3.2.198.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Basaburua en Udabe (1930) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Existe una gran diferencia en el estado de conservación de las poblaciones de truchas entre las distintas localidades de la cuenca (Tabla 5.3.2.39).

**Tabla 5.3.2.39.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Larraun durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Mugiro</b> (1820)	78.9	75.8	80.5	78.0
<b>Latasa</b> (1830)	32.6	31.2	20.5	29.5
<b>Udabe</b> (1930)	79.7	94.1	85.9	85.6
<b>Orokieta</b> (1940)	100.0	100.0	100.0	100.0

La localidad situada en el arroyo Orokieta es la que presenta el mejor estado de conservación de todas las estudiadas en la cuenca. Se trata de la localidad situada a mayor altitud, en una zona sin ningún tipo de alteración. En esta localidad, la capacidad de carga estimada para el tramo es muy elevada. Al no existir alteraciones, las truchas utilizan todo el hábitat disponible, por lo que se alcanzan unas densidades muy elevadas, con un valor medio superior a 10000 truchas ha<sup>-1</sup>.

Sin embargo, la localidad situada en el río Basaburua presenta una capacidad de carga estimada baja, siendo además la densidad media del tramo inferior a la capacidad de carga media. La localidad de Udabe se encuentra en el curso bajo del río, poco antes de su confluencia con el río Larraun. La localidad de Udabe se encuentra aislada del río Larraun debido a la presa de la central de Berasaluce y del río Artius, principal afluente del Basaburua, debido a la presencia de varias presas infranqueables. En la cabecera de la cuenca del Basaburua no existen grandes alteraciones, pero en el tramo bajo hay una elevada proporción de usos agrícolas y una mayor concentración de naves agroindustriales. Esto provoca alteraciones en las poblaciones de trucha por el deterioro de la calidad del agua debido a la contaminación provocada por los usos ganaderos de la zona.

En el río principal de la cuenca, el Larraun, la densidad total media se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga media en ambas localidades. Sin embargo, el estado de conservación de la población es muy diferente. En la localidad de Mugiro, situada a mayor altitud, la relación D/CC total del tramo es del 78%, mientras que en la localidad de Latasa, situada en el tramo bajo del río, esta relación desciende hasta el 29.5%. En Mugiro, las clases de edad mayores de 1+ tienen una densidad media que se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga, mientras que el resto de clases de edad presentan una densidad media ligeramente inferior al rango estimado.

No obstante, las truchas adultas pueden estar afectadas de manera negativa por la pesca deportiva. Por el contrario, la densidad media de todas las clases de edad en la localidad de Latasa se encuentran muy por debajo del rango de la capacidad de carga.

En ambas localidades el porcentaje de suelo agrícola y urbano es elevado, pero mientras que en Mugiro la concentración de coliformes en el agua es normal, en Latasa tiene un valor muy elevado, similar al registrado en la degradada cuenca del Ultzama. Además, la localidad de Latasa se encuentra en el límite de la distribución natural de la trucha, con unas condiciones ambientales que empiezan a ser más favorables para otras especies. En su tramo bajo, el río Larraun ha recibido ya las aguas del Basaburua, por lo que en las etapas críticas de freza y emergencia aparecen caudales muy elevados, que puede causar alteraciones en el reclutamiento. Además, las truchas de mayor edad se ven afectadas por otras actividades de origen antrópico como la pesca deportiva extractiva, existiendo una tasa de explotación demasiado elevada (28.3%) para un tramo de estas características.

### Cuenca del río Ubagua

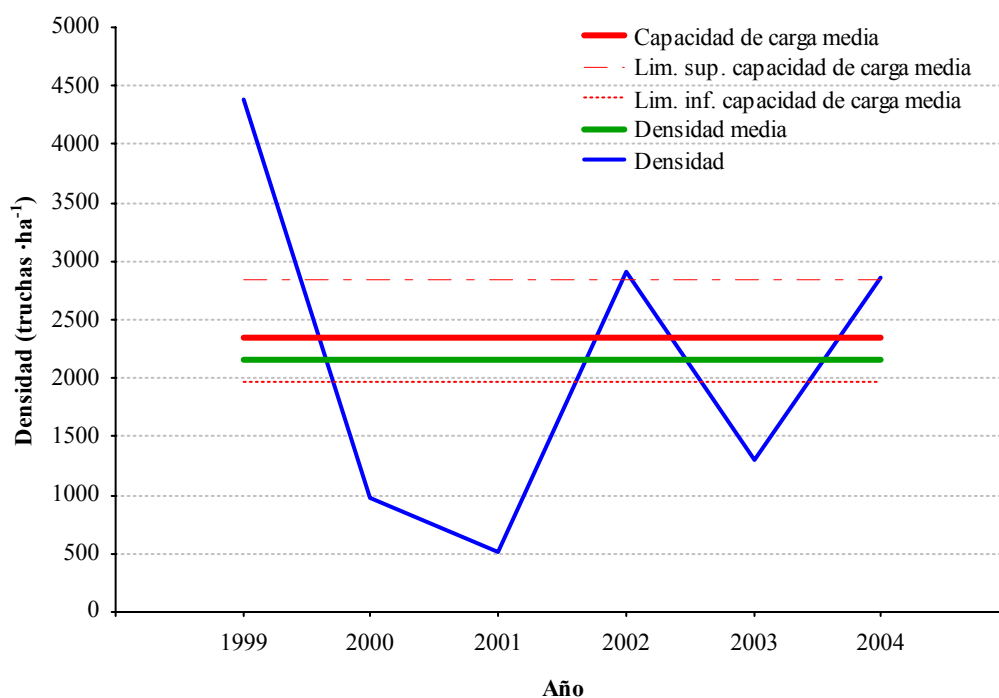
Como se puede apreciar en la Tabla 5.3.2.40, las densidades medias de las clases de edad 0+ y 1+ se encuentran dentro del rango de la capacidad de carga media. Sin embargo, la densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es algo inferior al rango de la capacidad de carga media. La densidad media total del tramo es similar a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,6} = -0.17$ ,  $p > 0.05$ ), con una relación entre ambas variables del 93.8%. Hay que comentar que sólo existen cuatro años en los que se puede comparar la densidad anual frente a la capacidad de carga estimada. Esto se debe a que sólo existen datos de densidad a partir de 1999 y que los datos de caudal abarcan sólo hasta el año 2002.

**Tabla 5.3.2.40.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ubagua en Riezu (2065).

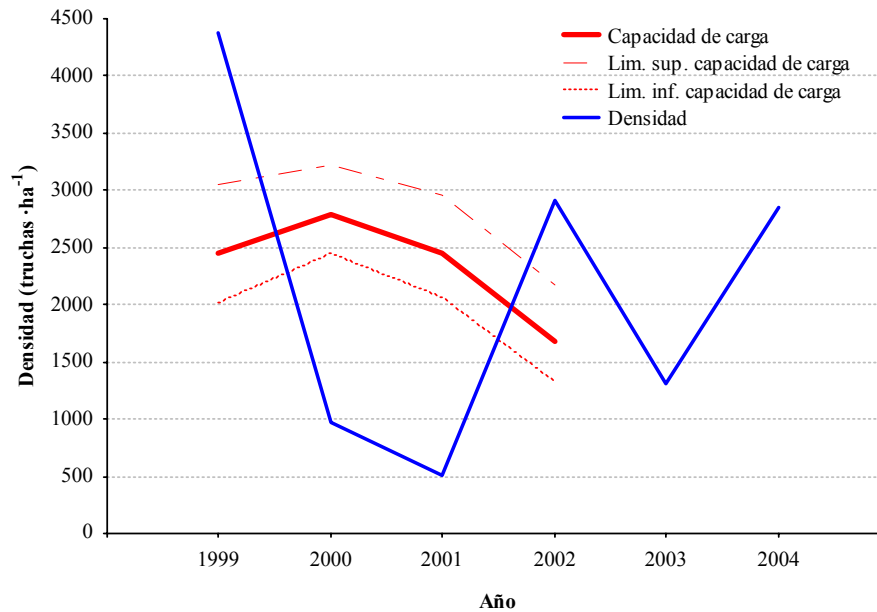
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	2157.4	884.7	297.5	3339.5
Capacidad carga CC	2344.5 (1966.9-2850.9)	762.7 (622.0-958.3)	430.1 (312.8-529.4)	3537.3 (2901.7-4438.6)
Relación D/CC	92.0	100.0	65.8	93.8

El estudio del hábitat revela que el 31.7% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Las características del hábitat del tramo resultan más adecuadas para las truchas de edad 0+, siendo la capacidad de carga estimada para el reclutamiento muy superior a la estimada para el resto de clases de edad, en especial para las truchas de mayor edad. Este hecho puede estar provocado por los bajos caudales circulantes durante el estiaje debido a las detracciones de agua para abastecimiento. En general, las truchas aprovechan todo el hábitat disponible con los caudales estivales actuales, presentando por tanto un buen estado de conservación.

La densidad media de las truchas 0+ es similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,6} = -0.17$ ,  $p > 0.05$ ), siendo la relación D/CC de 92% (Figura 5.3.2.199). La densidad sufre grandes variaciones interanuales. Así, la densidad anual en 1999 y 2002 es superior al rango de la capacidad de carga, en cambio en 2000 y 2001 resulta muy inferior a éste (Figura 5.3.2.200). Al no existir apenas alteraciones de origen antrópico en la cuenca, estas fluctuaciones de la densidad se deben a las variaciones naturales de las condiciones ambientales (bióticas y abióticas), existiendo por tanto otros factores aparte de los caudales que influyen en el reclutamiento.

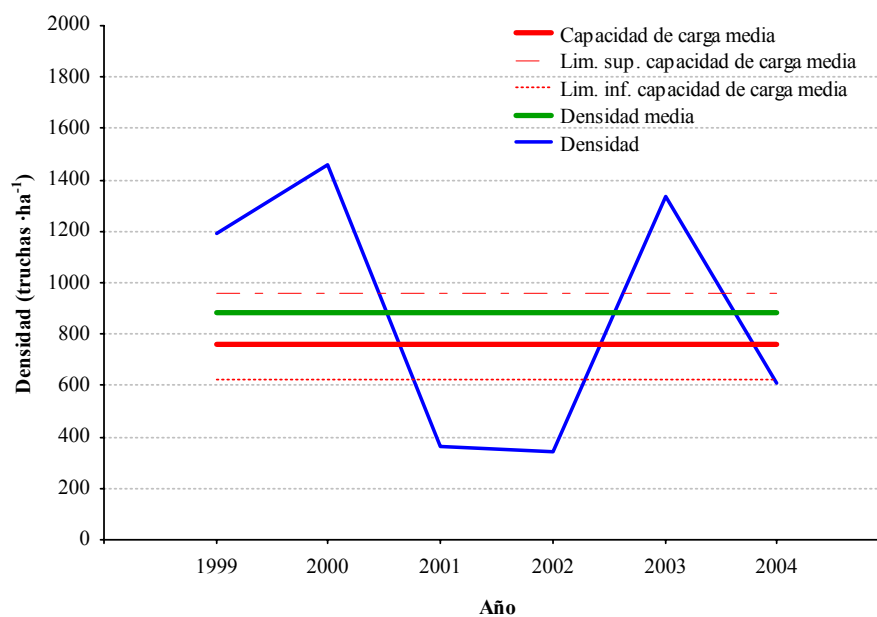


**Figura 5.3.2.199.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1999 a 2004) en la localidad de Riezu (2065) del río Ubagua.

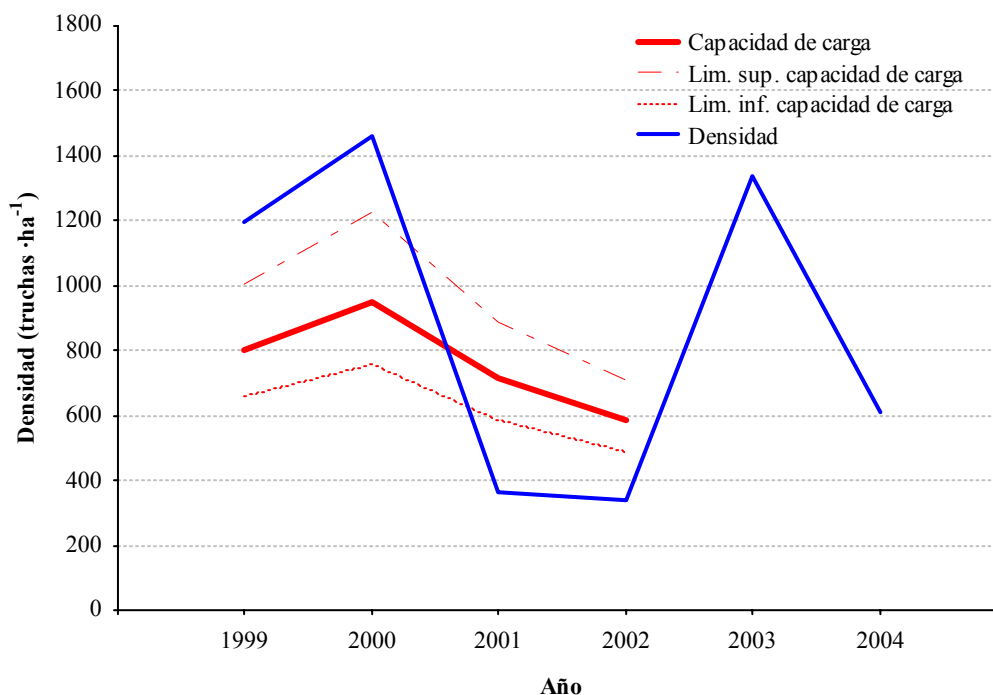


**Figura 5.3.2.200.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ubagua en Riezu (2065) durante el periodo estudiado (1999 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es un 16% superior a la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.201), aunque se encuentra dentro de su rango (t de Student,  $t_{1,6}=0.25$ ,  $p>0.05$ ). Al igual que ocurre con las truchas de edad 0+, la densidad de las truchas 1+ sufre importantes variaciones interanuales. La densidad resultó incluso superior al rango de la capacidad de carga en los años 1999 y 2000, mientras que el parámetro se quedó por debajo de éste en los dos años siguientes (Figura 5.3.2.202). Este hecho puede estar motivado por las fluctuaciones producidas en el reclutamiento.

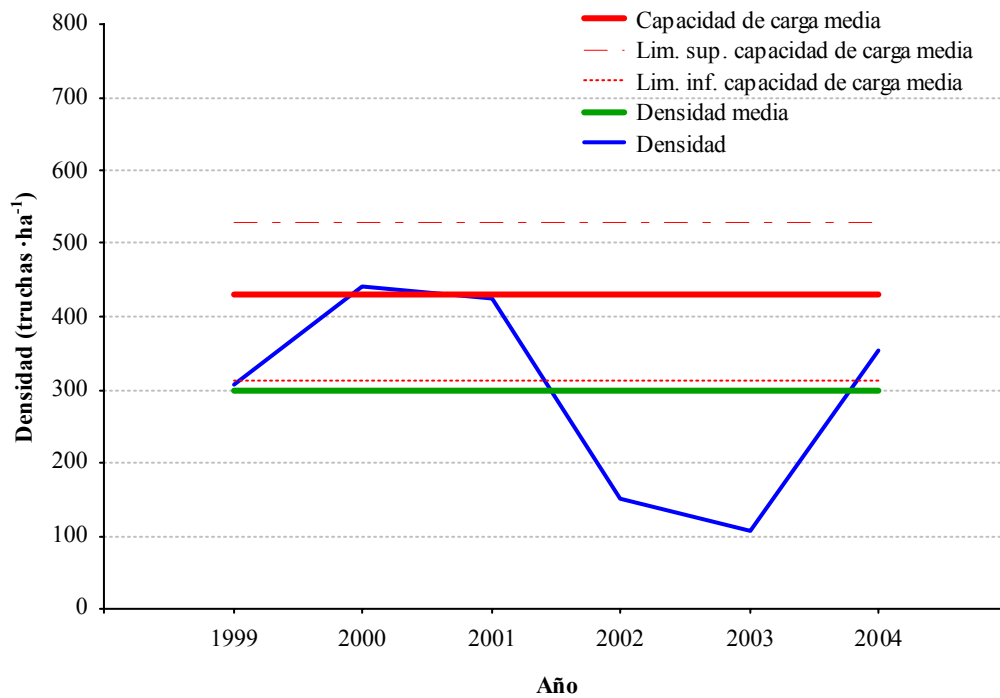


**Figura 5.3.2.201.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1999 a 2004) en la localidad de Riezu (2065) del río Ubagua.

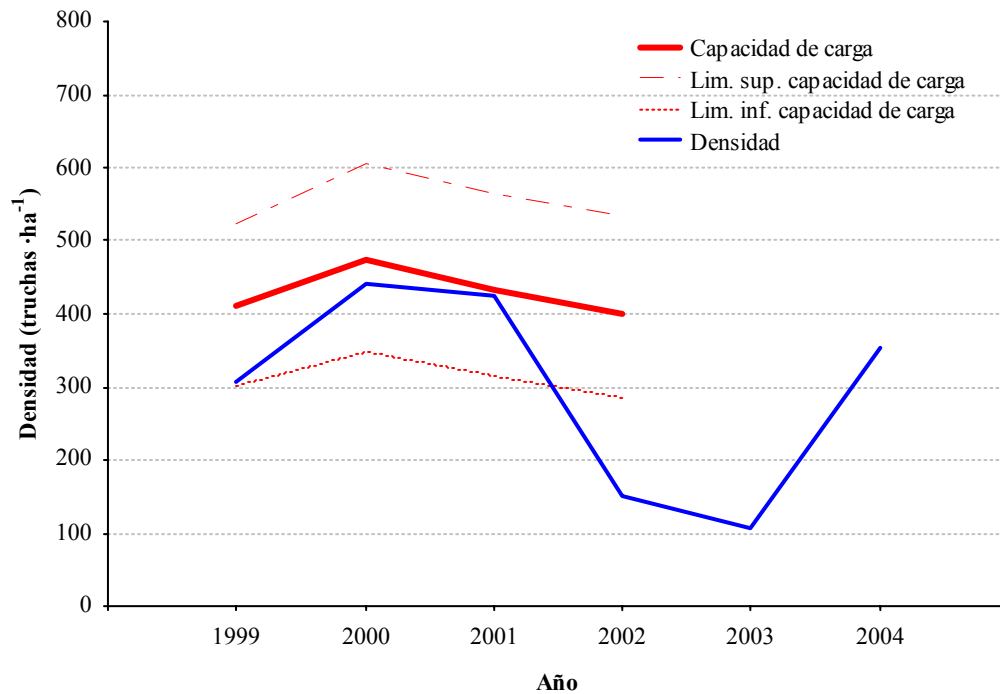


**Figura 5.3.2.202.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ubagua en Riezu (2065) durante el periodo estudiado (1999 a 2004).

Las variaciones de la densidad anual observadas en las clases de edad previas se repiten también en las truchas de edades superiores a 1+. Sin embargo, en este caso la densidad media es inferior al rango de la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.203), de modo que la relación D/CC es del 65.8%. A pesar de ello, el contraste de medias realizado no evidenció diferencias significativas entre la densidad y capacidad de carga ( $t$  de Student,  $t_{1,6} = -1.42$ ,  $p > 0.05$ ). El hecho de que sólo existan cuatro años en los que se puede comparar ambas variables impone ciertas restricciones. De hecho, la densidad media durante el periodo comprendido entre 1999 y 2002 (el periodo con datos de capacidad de carga estimada) es de 331.2 truchas  $ha^{-1}$ , valor que se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga media. Por lo tanto, con tan pocos años para comparar ambos parámetros no se puede concluir que las truchas de edades superiores a 1+ presenten problemas en su estado de conservación. En la Figura 5.3.2.204 se observa que la densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante los tres primeros años del periodo estudiado. Por el contrario, la densidad resulta muy inferior a la capacidad de carga estimada en el último año (2002), hecho motivado en parte por el gran descenso producido en la densidad de juveniles en 2001.



**Figura 5.3.2.203.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1999 a 2004) en la localidad de Riezu (2065) del río Ubagua.



**Figura 5.3.2.204.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ubagua en Riezu (2065) durante el periodo estudiado (1999 a 2004).

### Cuenca del río Ega

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las dos localidades estudiadas en el río Ega según se descende en altitud.

En la localidad de Zúñiga se observa que la densidad media de todas las clases de edad y del total de truchas del tramo, se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga, presentando un estado de conservación muy deficiente (Tabla 5.3.2.41). Todas las clases de edad presentan valores similares de la relación D/CC, siendo esta relación del 32.7% para el total del tramo.

**Tabla 5.3.2.41.** Densidad (media, truchas ha<sup>-1</sup>), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas ha<sup>-1</sup>) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ega en Zúñiga (2120).

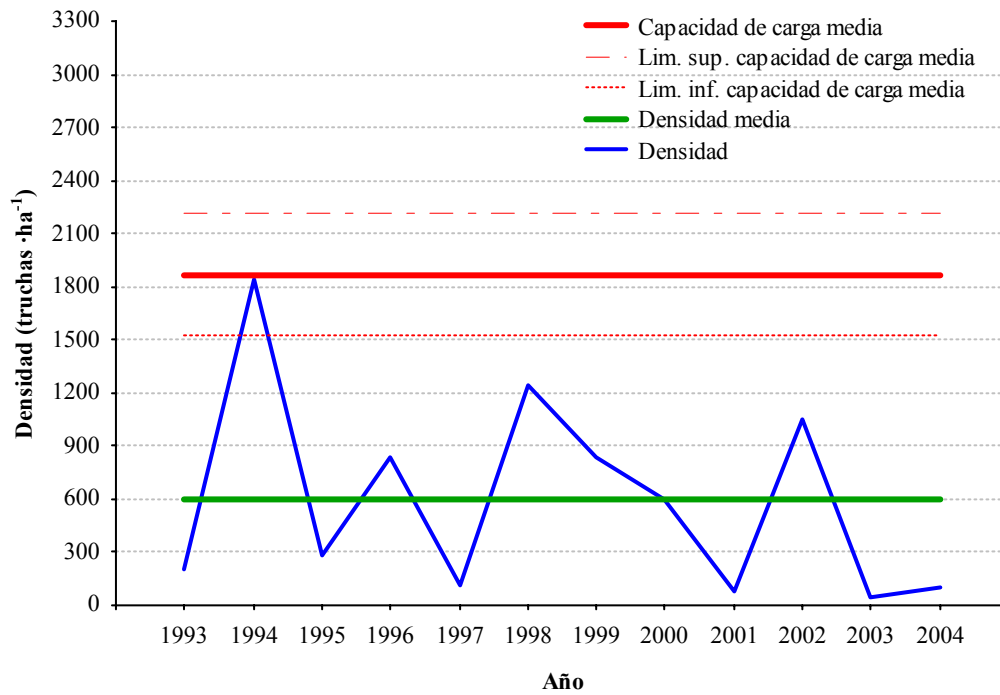
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	603.8	110.3	48.3	762.3
Capacidad carga CC	1859.9 (1530.6-2217.7)	330.8 (275.0-406.7)	139.9 (406.7-164.0)	2330.6 (1927.0-2788.4)
Relación D/CC	32.5	33.3	34.5	32.7

El estudio del hábitat revela que sólo un 17% del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Esto se debe al escaso refugio disponible en el tramo. Por otra parte, el hábitat disponible resulta más adecuado para las truchas de menor tamaño. De este modo, la capacidad de carga media del tramo es baja, existiendo una gran diferencia entre la capacidad de carga estimada para las truchas de edad 0+ y la estimada para el resto de clases de edad, que resultan muy bajas.

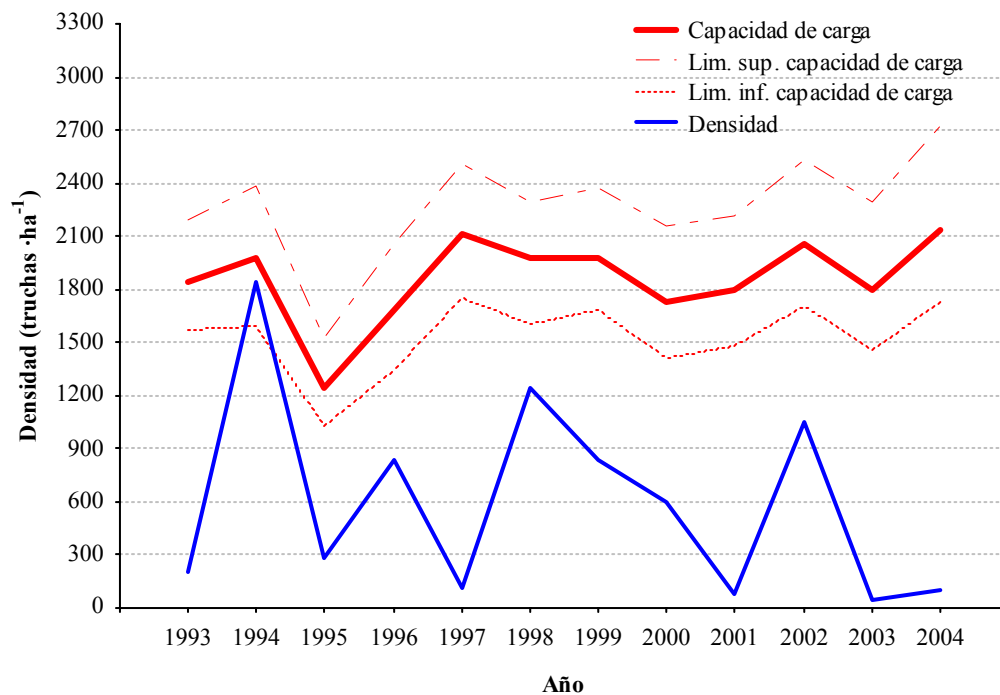
El tramo se encuentra profundamente degradado, y en algunos momentos se han detectado problemas de mortandades de peces relacionadas con vertidos químicos.

La densidad media de las truchas de la clase de edad 0+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -7.00$ ,  $p < 0.0001$ ). Así, la relación D/CC es del 32.5% (Figura 5.3.2.205). Al analizar la evolución temporal de la densidad de las truchas de edad 0+ y la capacidad de carga anual, se aprecia que la densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga únicamente en 1994 (Figura 5.3.2.206).



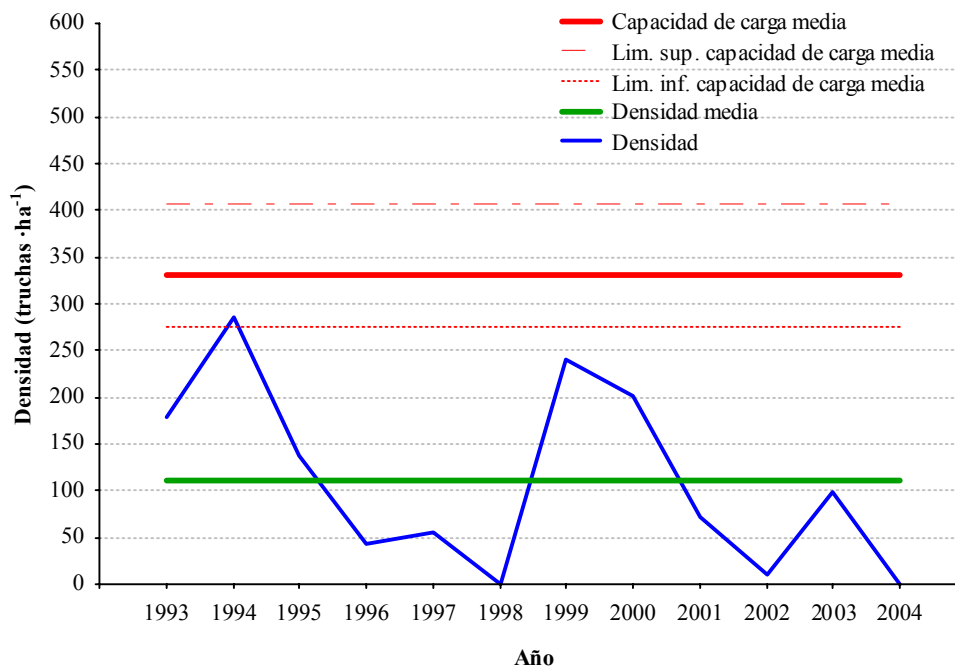


**Figura 5.3.2.205.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zúñiga (2120) del río Ega.

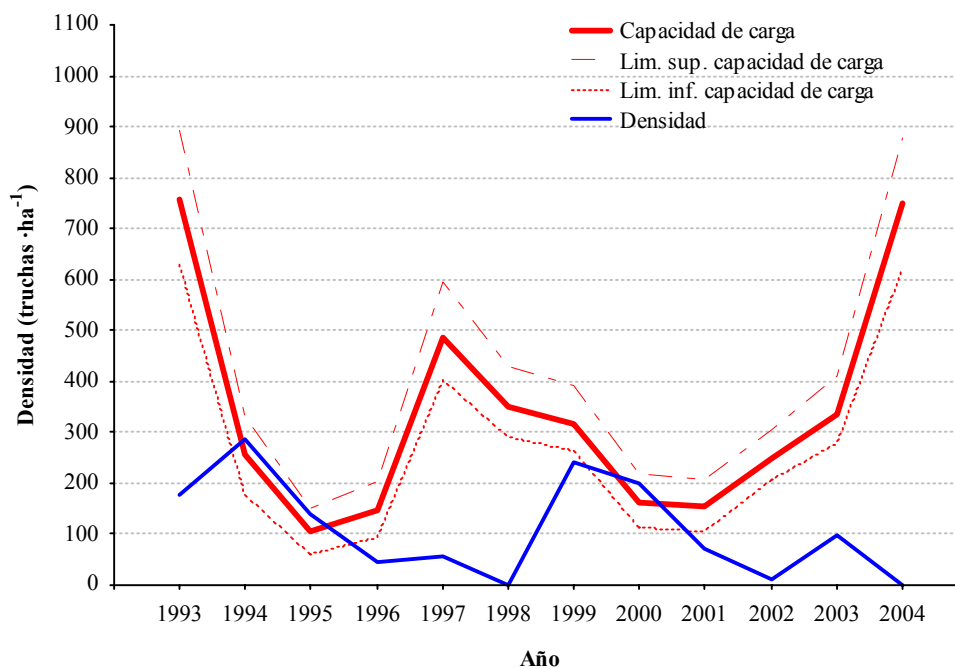


**Figura 5.3.2.206.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Zúñiga (2120) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es también significativamente menor que la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -3.10$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.207). La densidad anual se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en la mayor parte de los años estudiados (Figura 5.3.2.208).

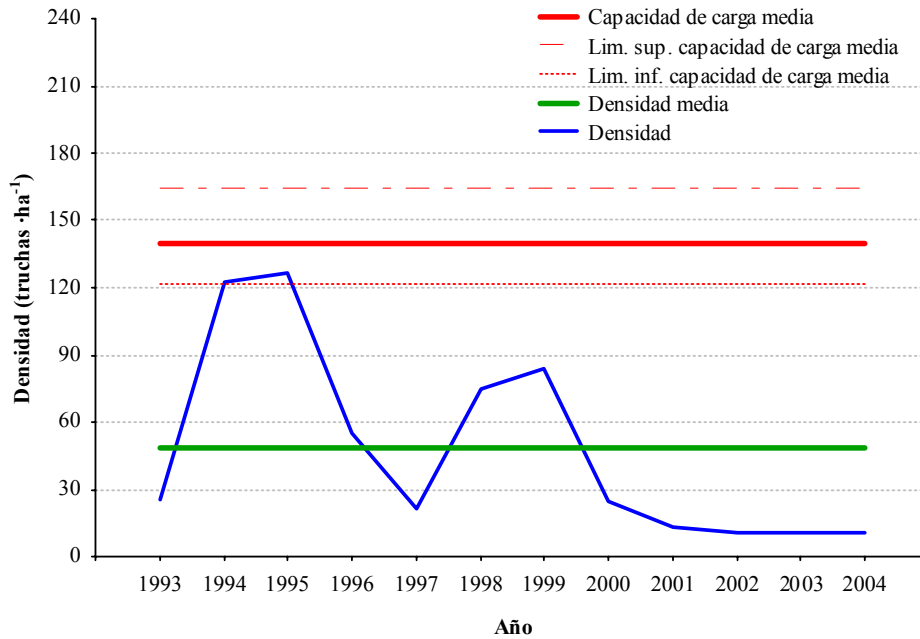


**Figura 5.3.2.207.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zúñiga (2120) del río Ega.

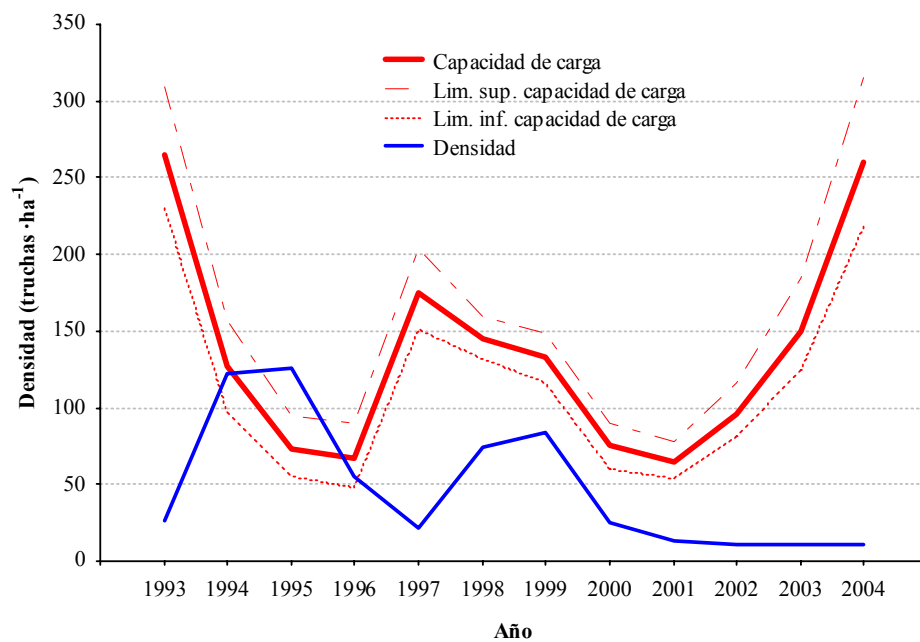


**Figura 5.3.2.208.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Zúñiga (2120) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ también resulta significativamente inferior a la capacidad de carga ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -3.22$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.209). La densidad anual de truchas de mayor edad se encuentra siempre por debajo del rango de la capacidad de carga, salvo en 1994, 1995 y 1996 (Figura 5.3.2.210). A pesar de que parece existir una cierta recuperación de la densidad en 1998 y 1999, los valores también permanecen alejados del rango de la capacidad de carga.



**Figura 5.3.2.209.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zúñiga (2120) del río Ega.



**Figura 5.3.2.210.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Zúñiga (2120) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

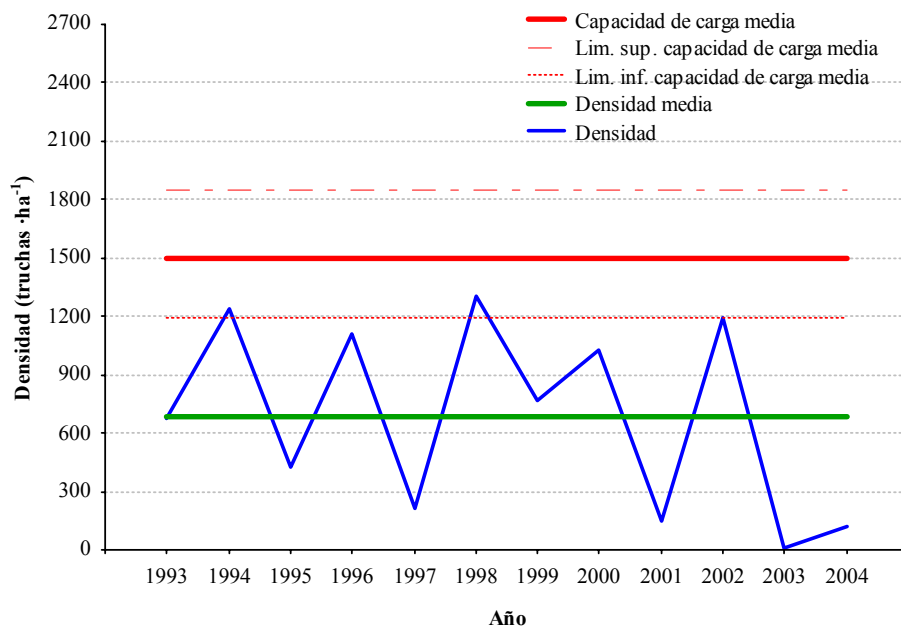
En la localidad de Legaria ocurre algo similar a lo observado en la localidad de Zúñiga. Todas las clases de edad presentan densidades medias muy inferiores a las capacidades de carga medias (Tabla 5.3.2.42). Así, la relación D/CC total del tramo es del 53%, aunque resulta superior a la obtenida en Zúñiga.

**Tabla 5.3.2.42.** Densidad (media, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Ega en Legaria (2130).

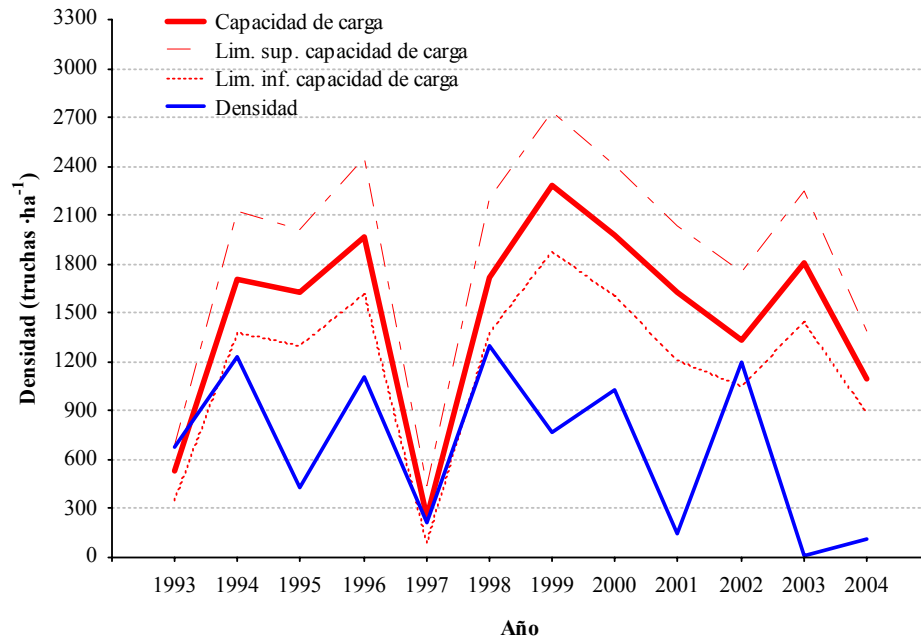
	0+	1+	>1+	Total
Densidad D	685.7	297.0	429.7	1412.4
Capacidad carga CC	1495.4 (1188.5-1853.3)	532.6 (448.6-632.3)	638.1 (532.2-781.5)	2666.1 (2169.4-3267.1)
Relación D/CC	45.9	55.8	67.3	53.0

El estudio del hábitat revela que el 39% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. La capacidad de carga del tramo es baja y, al igual que ocurre en Zúñiga, la densidad de truchas es menor que la que podría albergar. La relación D/CC total es superior a la de Zúñiga.

La densidad media de las truchas 0+ desciende por debajo de la capacidad de carga media de forma muy significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -3.62$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.211). Es la clase de edad que presenta una relación D/CC más baja (46%). En la Figura 5.3.2.212 se observa que la densidad anual permanece por debajo del rango de la capacidad de carga durante la mayor parte de los años estudiados, especialmente en el periodo comprendido entre 1999 y 2004, donde muestra valores muy inferiores.

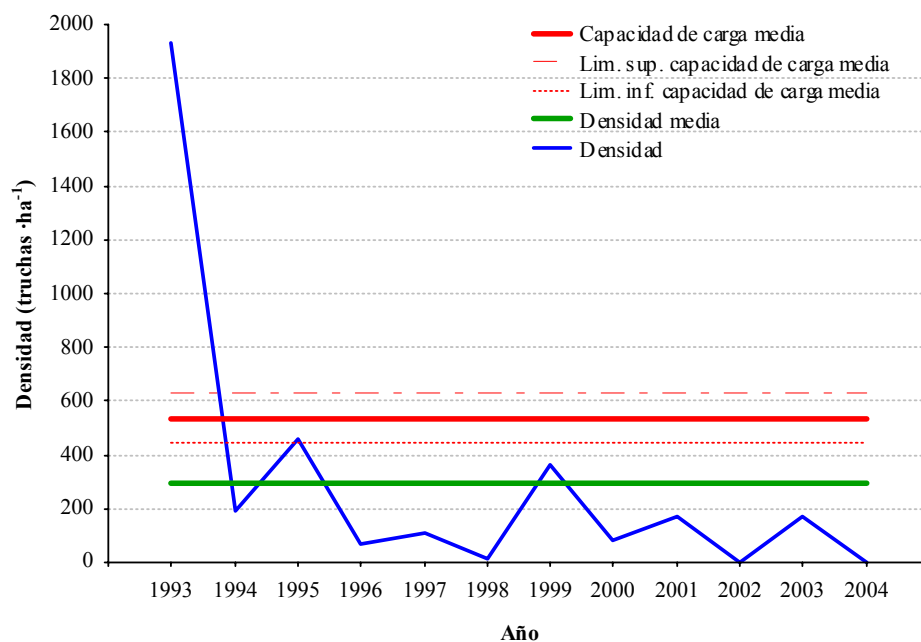


**Figura 5.3.2.211.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Legaria (2130) del río Ega.

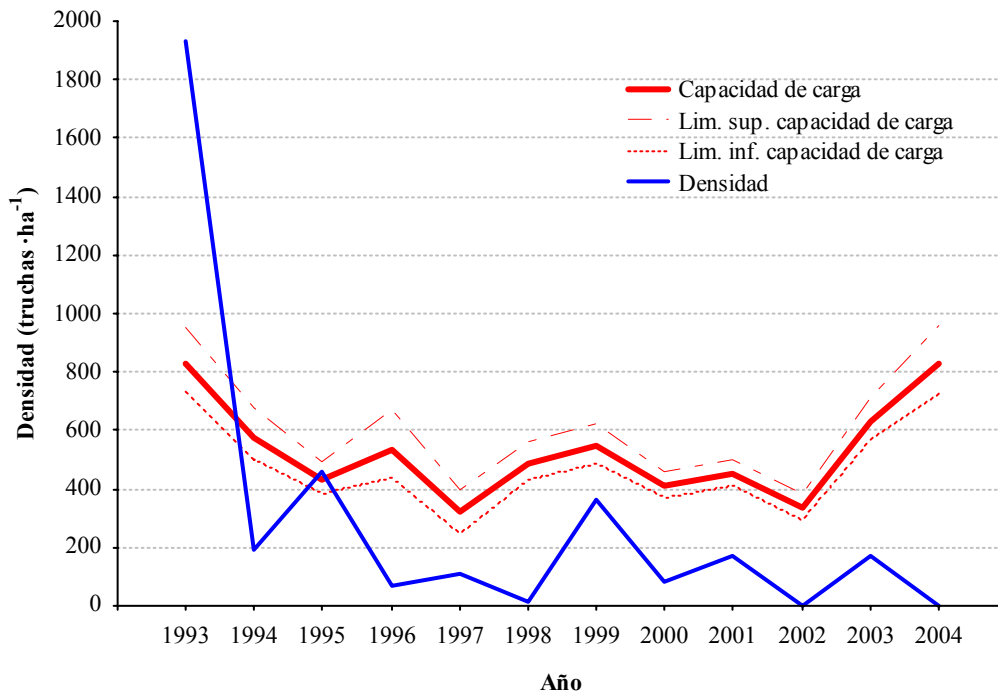


**Figura 5.3.2.212.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Legaria (2130) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ es también inferior a la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.213), siendo la relación D/CC del 56%. La densidad de las truchas 1+ fue muy elevada en 1993, siendo superior a la capacidad de carga estimada. Tras sufrir un fuerte descenso en 1994, la densidad se recuperó en 1995 alcanzando los niveles de capacidad de carga. A partir de este año la densidad anual permanece siempre por debajo del rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.214).

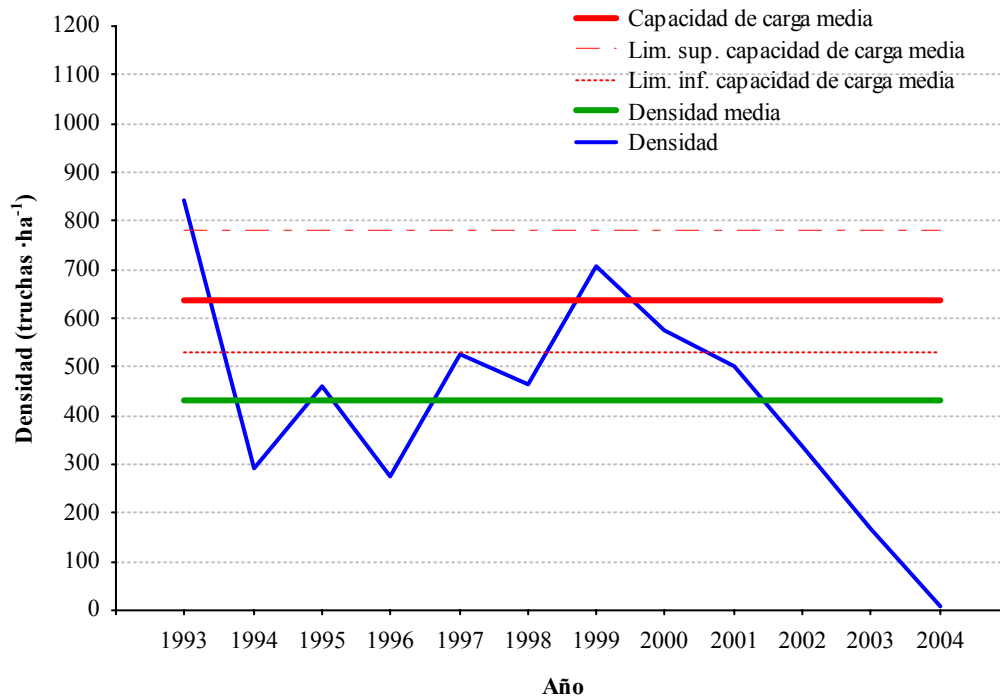


**Figura 5.3.2.213.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Legaria (2130) del río Ega.

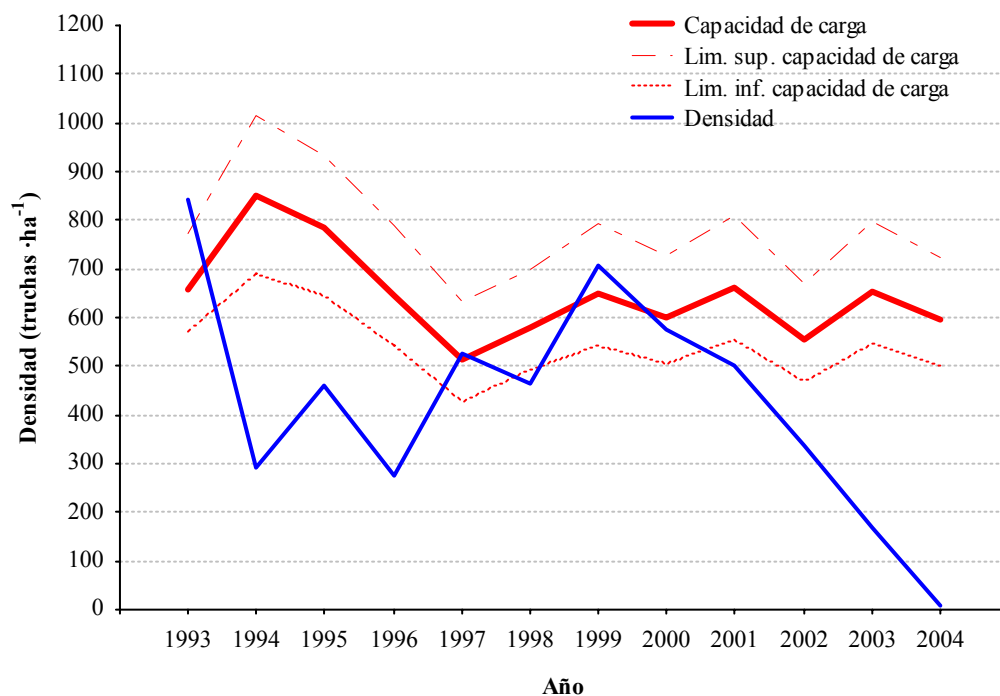


**Figura 5.3.2.214.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Legaria (2130) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

A pesar de que la densidad media de las truchas de edades superiores a 1+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.89$ ,  $p < 0.01$ ) (Figura 5.3.2.215), la relación entre ambas variables es más alta que en las clases de edad 0+ y 1+, alcanzando un valor de 67.3%. La densidad alcanzó su máximo valor en 1993, siendo incluso ligeramente superior al rango estimado de la capacidad de carga. Se produjo un fuerte descenso en la densidad al año siguiente, permaneciendo varios años en niveles muy inferiores a la capacidad de carga estimada. A pesar de que se produjo una recuperación de la densidad de adultos entre 1997 y 2001, la densidad descendió de manera gradual a partir del año 2001 hasta el final del estudio, siendo muy inferior a la capacidad de carga (Figura 5.3.2.216).



**Figura 5.3.2.215.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Legaria (2130) del río Ega.



**Figura 5.3.2.216.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Ega en Legaria (2130) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En la Tabla 5.3.2.43 se observa que en ambas localidades todas las clases de edad tienen una relación densidad-capacidad de carga muy baja, presentando un deficiente estado de conservación, en especial la localidad de Zúñiga.

**Tabla 5.3.2.43.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Ega durante el periodo de estudio (1993 a 2004).

	0+	1+	>1+	Total
<b>Zúñiga</b> (2120)	32.5	33.3	34.5	32.7
<b>Legaria</b> (2130)	45.9	55.8	67.3	53.0

El río Ega se encuentra profundamente degradado. Los dos tramos estudiados presentan un hábitat pobre para albergar grandes densidades de truchas, siendo las capacidades de carga en general bajas. A pesar de este hecho, las densidades de truchas son muy inferiores a la capacidades de carga estimadas, en especial en la localidad de Zúñiga, donde la relación entre ambas variables es del 32.7%.

Existen numerosas alteraciones en el río Ega. Una de las principales es la modificación del régimen natural de caudales causado por la derivación de agua hacia centrales hidroeléctricas y por detracciones de caudal para cultivos agrícolas y abastecimiento urbano. Existe también una severa degradación de la vegetación de ribera debido a la ocupación de las orillas por tierras agrícolas, cultivos, praderas y choperas. Estos factores producen un fuerte impacto en el hábitat fluvial. La concentración de naves agroindustriales a lo largo del curso del río es muy elevada, afectando a la calidad del agua por vertidos puntuales. De este modo, en algunos momentos se han detectado problemas de mortandades de peces posiblemente relacionadas con vertidos químicos. Además, las truchas que habitan en los distintos tramos del río se encuentran aisladas debido a las numerosas presas infranqueables para los peces que existen en su recorrido. La comunicación con las poblaciones de su principal afluente, el Urederra, también queda imposibilitada por la presencia en este río de varias presas difícilmente franqueables por los peces.



### Cuenca del río Urederra

A continuación se describe la capacidad de carga estimada para las distintas localidades estudiadas del río Urederra según se descende en altitud.

En la localidad de Zudaire se observa que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, e incluso ligeramente por debajo de su rango en las truchas 1+ (Tabla 5.3.2.44). La densidad media de las truchas de edades superiores a 2+ se encuentra muy por debajo del rango estimado para la capacidad de carga media (relación D/CC de 64.8%). La densidad media del tramo resulta así significativamente inferior a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -2.66$ ,  $p < 0.05$ ), siendo menor que su rango. La relación densidad-capacidad de carga total del tramo es del 77.8%.

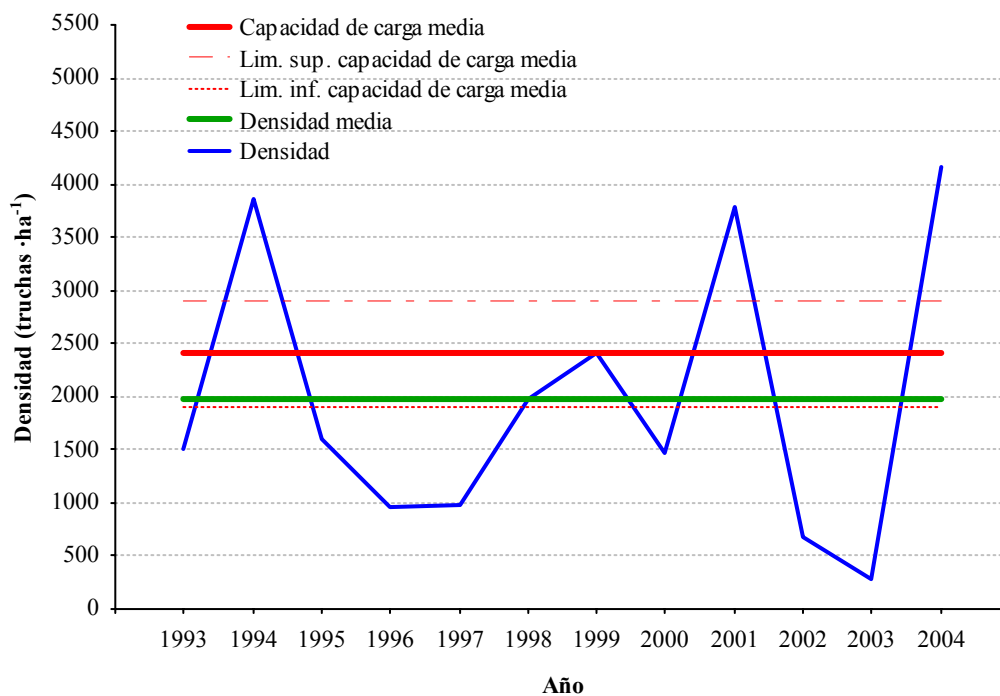
**Tabla 5.3.2.44.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220).

	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	1971.9	822.4	537.5	761.0	4092.8
Capacidad carga CC	2402.6 (1897.9-2907.4)	1073.1 (869.5-1296.0)	609.0 (536.6-698.7)	1174.8 (923.0-1461.1)	5259.5 (4227.0-6363.1)
Relación D/CC	82.1	76.6	88.3	64.8	77.8

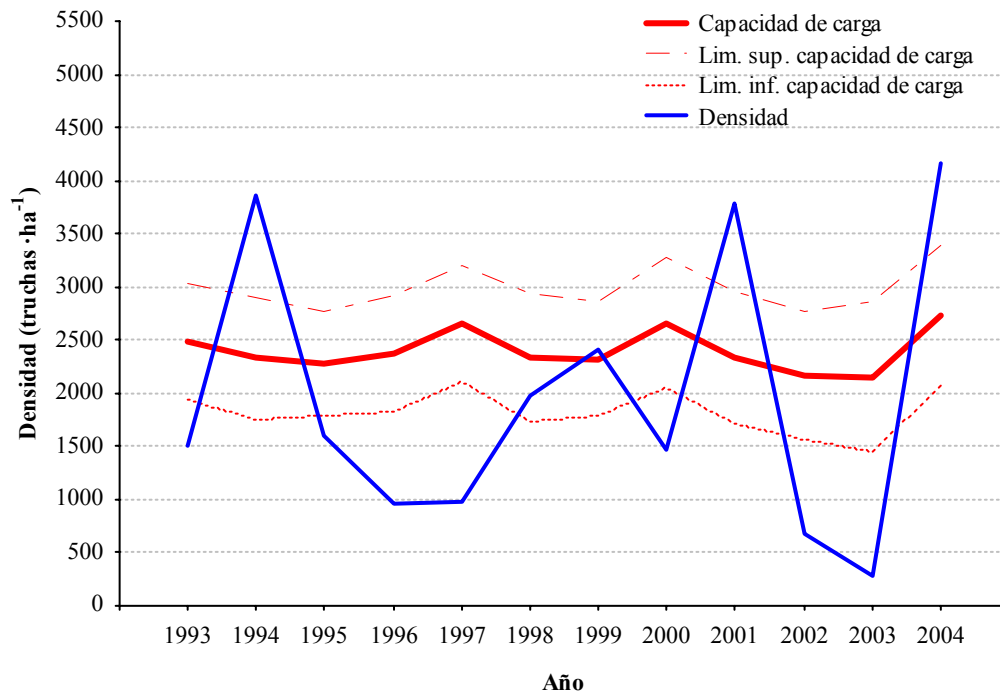
El estudio del hábitat revela que el 50.1 % del área del cauce es potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Al tratarse de una zona con predominio de pozas de gran profundidad, escasa velocidad de corriente y elevado refugio disponible, el tramo resulta muy adecuado para albergar densidades altas de truchas de gran tamaño. Por otro lado, las truchas de esta localidad presentan un tamaño medio menor que las de tramos situados en zonas más bajas del cauce, que implica una necesidad individual de territorio menor y, por tanto, una tasa de ocupación potencial mayor. Así, la capacidad de carga estimada para el río resulta alta.

Las densidades medias registradas por clases de edad son menores que las capacidades de carga medias estimadas. Las truchas de edades superiores a 2+ son las que presentan un peor estado de conservación, con una relación D/CC del 64.8%, debido la fuerte incidencia de la pesca deportiva extractiva, ya que el tramo se encuentra dentro del coto de pesca de Zudaire. El resto de clases de edad presenta densidades medias inferiores a la capacidad de carga media, pero dentro del rango estimado, o ligeramente por debajo en el caso de las truchas 1+.

La densidad media de las truchas pertenecientes a la clase de edad 0+ es inferior a la capacidad de carga media, aunque no se observaron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.12$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad sufre grandes fluctuaciones alrededor de la capacidad de carga media del tramo, siendo la relación D/CC de 82% (Figura 5.3.2.217). Al comparar la evolución temporal de la densidad de las truchas 0+ y la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.2.218), se aprecia que las grandes oscilaciones que presenta la densidad anual provocan que se encuentre por debajo del rango de la capacidad de carga en siete de los doce años del periodo estudiado, existiendo un fuerte descenso en 2002 y 2003. Las fluctuaciones en la densidad no parecen estar relacionadas con los cambios en el hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r = 0.30$ ,  $p > 0.05$ ).

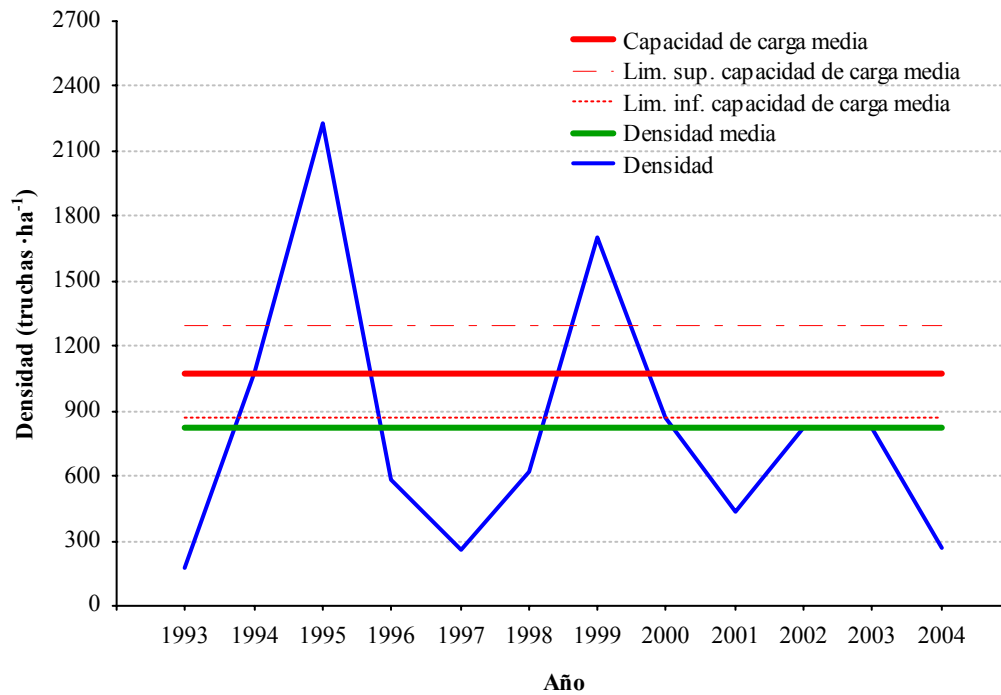


**Figura 5.3.2.217.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zudaire (2220) del río Urederra.

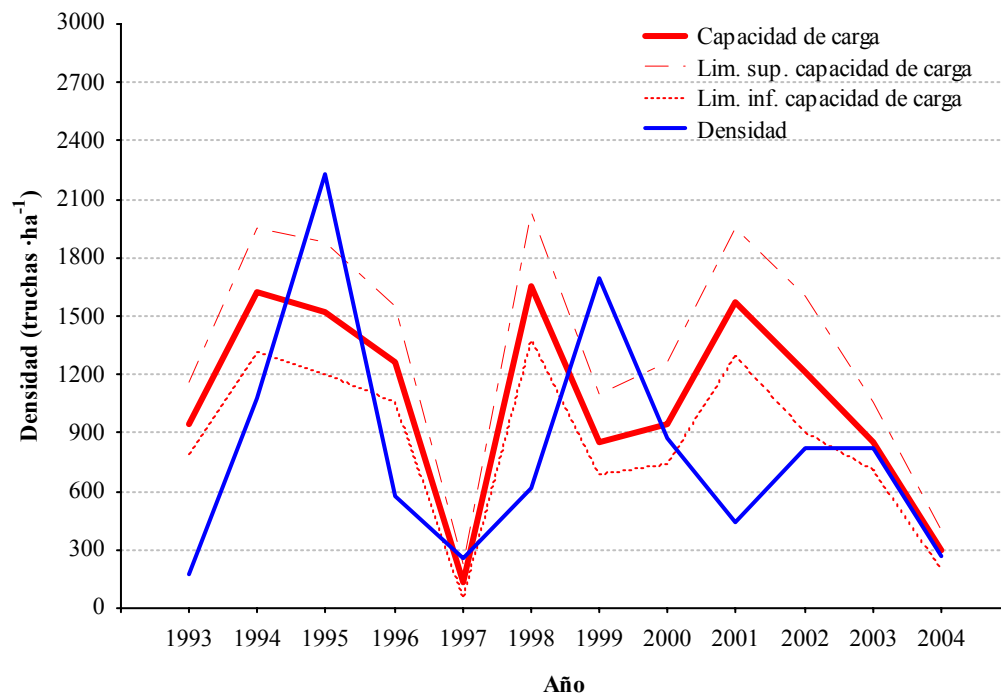


**Figura 5.3.2.218.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ se encuentra ligeramente por debajo del rango de la capacidad de carga media (relación D/CC del 77%) (Figura 5.3.2.219), aunque el contraste de medias no mostró que la diferencia fuese significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.10$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad sufre grandes variaciones interanuales, estando por debajo del rango de la capacidad de carga en 1993, 1996, 1998 y 2001 (Figura 5.3.2.220). Se registraron valores muy bajos de densidad en 1997 y 2004, inferiores a 300 truchas  $ha^{-1}$ , debido en parte al escaso hábitat disponible en aquellos años. Estas fluctuaciones no parecen guardar relación con el patrón de variación temporal de la capacidad de carga ( $n=12$ ,  $r = 0.37$ ,  $p > 0.05$ ).

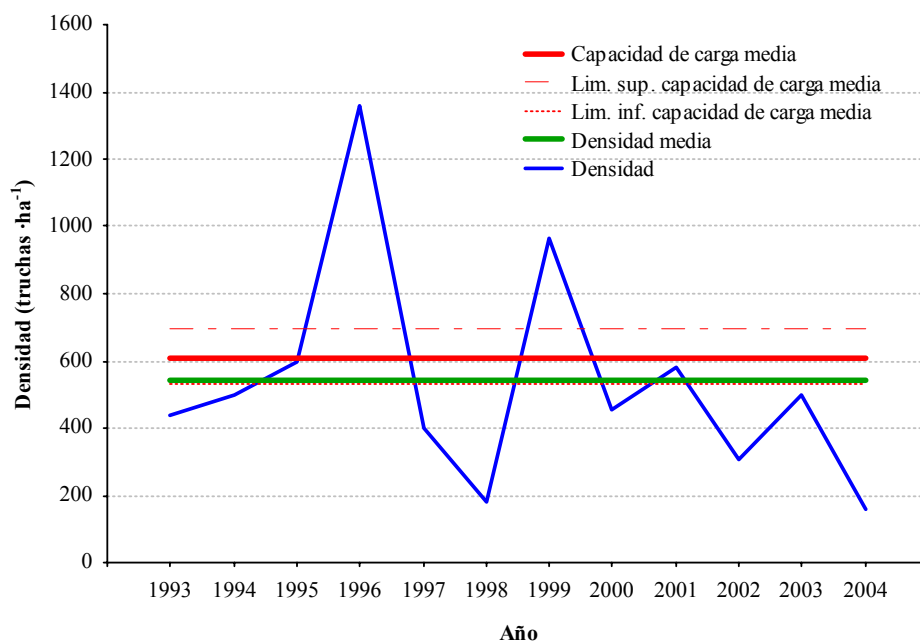


**Figura 5.3.2.219.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zudaire (2220) del río Urederra..

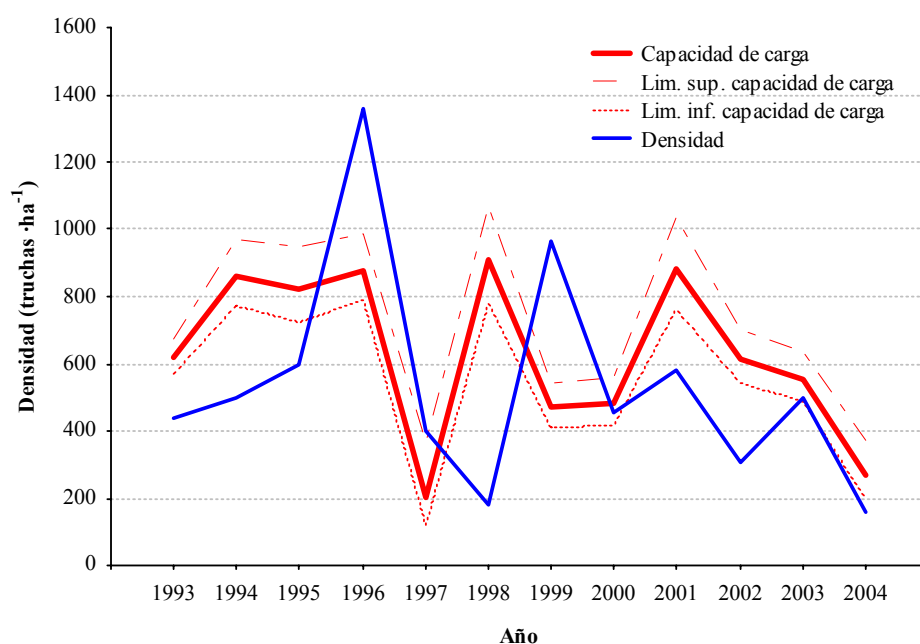


**Figura 5.3.2.220.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 2+ es también inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.60$ ,  $p > 0.05$ ), aunque la relación D/CC es la más alta de todas las clases de edad (88%) (Figura 5.3.2.221). En la Figura 5.3.2.222 se observa un descenso en la densidad anual a partir de 1999 debido a una reducción en el hábitat disponible, estando la densidad por debajo de la capacidad de carga estimada tan solo en los años 2001 y 2002.

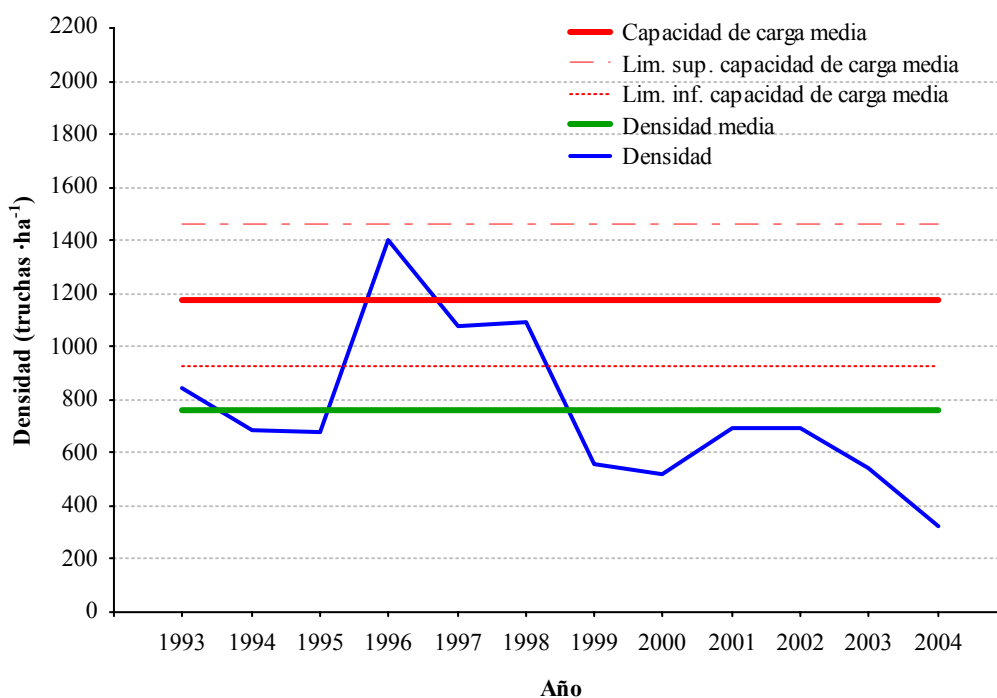


**Figura 5.3.2.221.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zudaire (2220) del río Urederra.



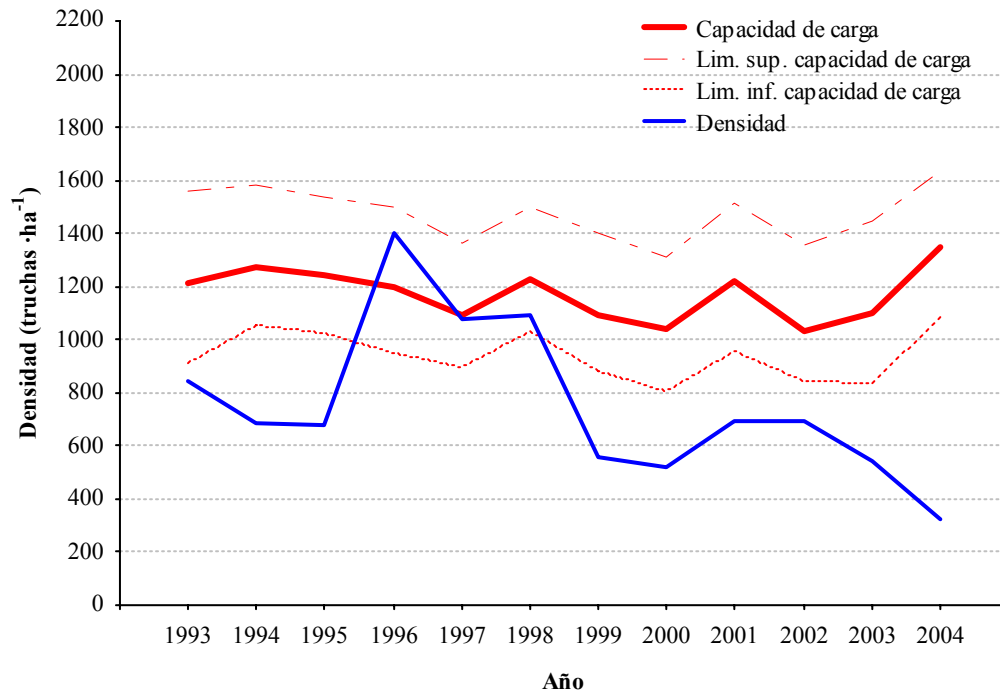
**Figura 5.3.2.222.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edades superiores a 2+ es significativamente inferior a la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -4.55$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 5.3.2.223). De hecho, la relación D/CC es de apenas el 65%.

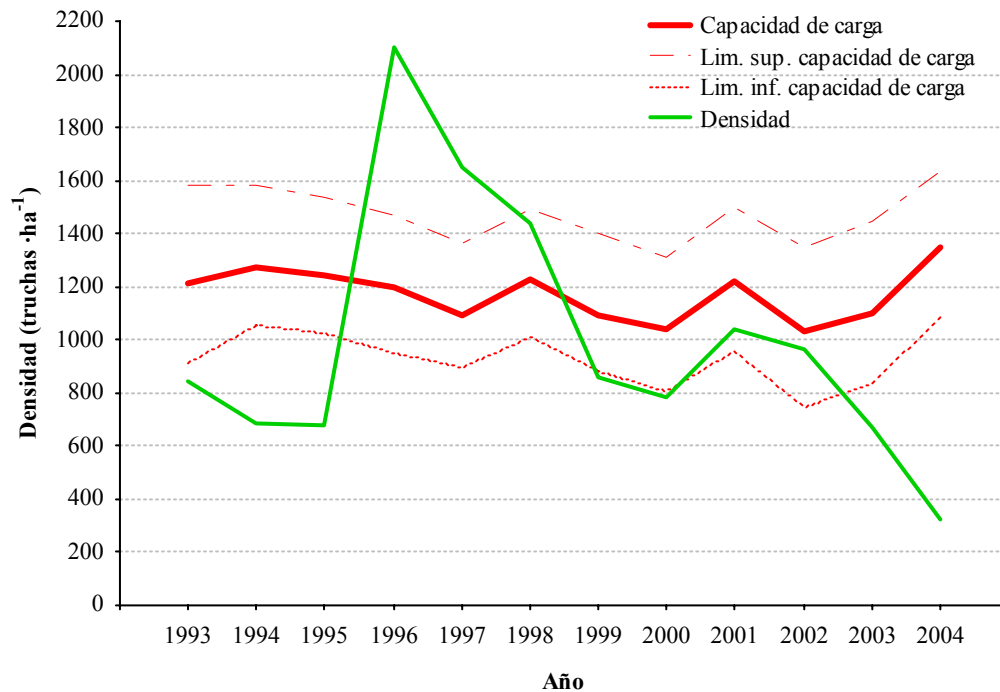


**Figura 5.3.2.223.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimados en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Zudaire (2220) del río Urederra.

En la Figura 5.3.2.224 se observa que la densidad anual de las clases de edad superiores a 2+ se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga sólo en 1996, 1997 y 1998. Se encuentra muy por debajo durante el resto de los años estudiados, observándose una tendencia decreciente significativa en la densidad ( $n=8$ ,  $r = -0.82$ ,  $p < 0.05$ ). La incidencia de la pesca deportiva en la localidad es muy acusada. Así, la tasa de explotación media por pesca deportiva es del 73% y el número medio de capturas anuales es de 365 truchas  $ha^{-1}$ . Teniendo en cuenta que la diferencia entre la capacidad de carga media y la densidad media de truchas de edades superiores a 2+ es de 413.8 truchas  $ha^{-1}$ , la incidencia de las extracciones por pesca supone un 88.2% del descenso de la densidad respecto a la capacidad de carga. De hecho, si se analiza la influencia de la pesca deportiva, sumando a la densidad anual registrada el número de truchas extraídas cada año en el coto de pesca de Zudaire, la densidad se encontraría dentro del rango de la capacidad de carga en la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.225). No obstante, debido a la tendencia decreciente en la densidad, ésta sigue siendo menor que la capacidad de carga estimada en los años 2003 y 2004.



**Figura 5.3.2.224.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).



**Figura 5.3.2.225.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Zudaire (2220) durante el periodo estudiado (1993 a 2004), teniendo en cuenta el número de capturas anuales por pesca deportiva.

En la localidad del río Urederra en Artaza (Tabla 5.3.2.45) se observa que la densidad media de todas las clases de edad se encuentra por debajo de la capacidad de carga media, permaneciendo también por debajo del rango estimado para ésta. De este modo, la relación D/CC total del tramo es del 74.5%. Sin embargo, no se detectó diferencias significativas entre la densidad y capacidad de carga medias del tramo (t de Student,  $t_{1,22} = -1.70$ ,  $p > 0.05$ ).

**Tabla 5.3.2.45.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Urederra en Artaza (2225).

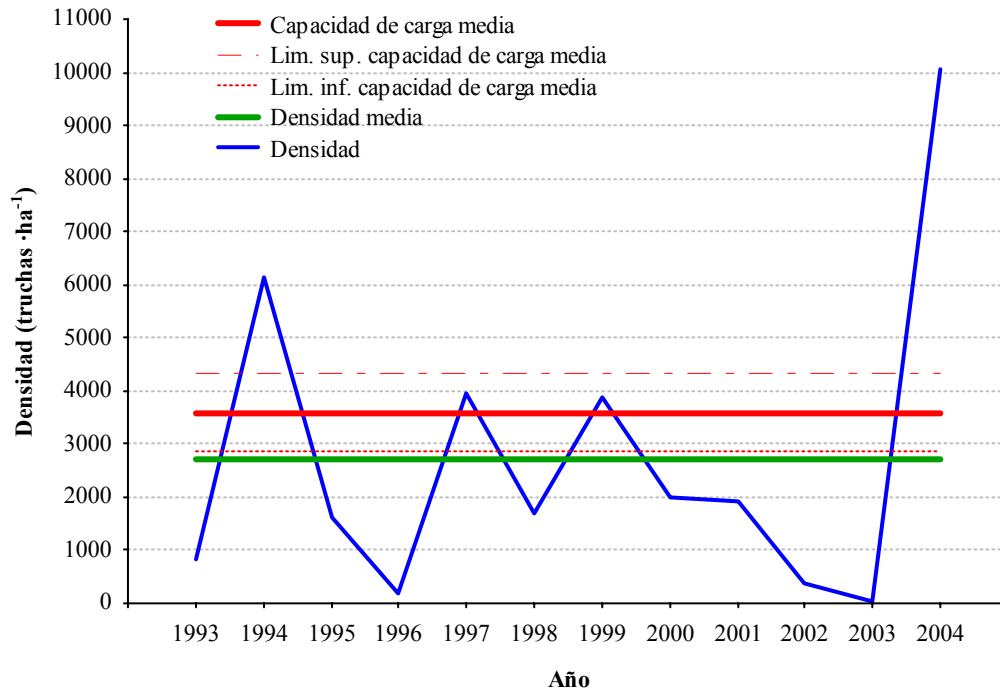
	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	2725.2	501.6	452.1	556.2	4235.1
Capacidad carga CC	3575.1 (2866.2-4318.1)	816.6 (686.1-991.4)	537.3 (476.2-611.9)	754.3 (601.0-942.1)	5683.3 (4629.4-6863.3)
Relación D/CC	76.2	61.4	84.1	73.7	74.5

El estudio del hábitat revela que el 52% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad, siendo el valor más elevado de todas las localidades estudiadas del río Urederra, lo que propicia que se encuentren las capacidades de carga más elevadas dentro de la cuenca. El hábitat resulta muy adecuado para las truchas 0+, por lo que el tramo presenta una capacidad de carga alta para esta clase de edad.

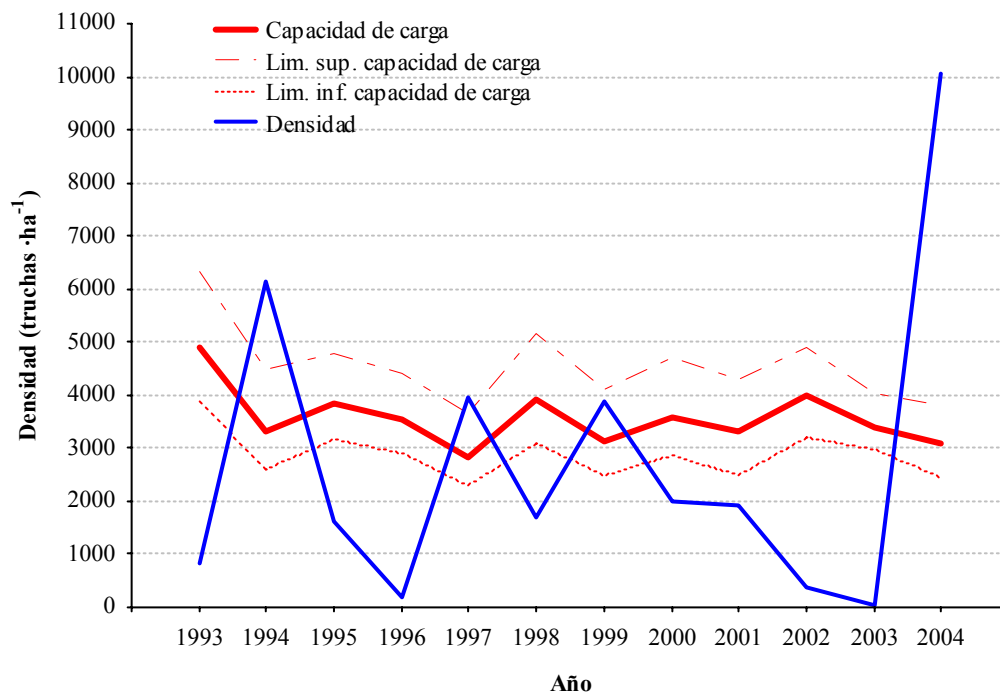
Sin embargo, las truchas no utilizan todo el hábitat disponible, encontrándose todas las clases de edad por debajo de la capacidad de carga estimada. Las truchas de edades 0+ y 2+ son las que presentan un mejor estado de conservación, teniendo una relación D/CC más elevada que el resto de clases de edad.

La densidad media de las truchas 0+ es ligeramente inferior al rango de la capacidad de carga media, y no se encontraron diferencias significativas entre ambas variables (t de Student,  $t_{1,22} = -0.98$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.226). La relación D/CC es del 76%. La densidad anual se encuentra por debajo de la capacidad de carga durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.227). La densidad sufrió un fuerte descenso en 1996, para después recuperar sus niveles durante varios años. Sin embargo, la densidad disminuye paulatinamente a partir de 1999 alcanzando su nivel más bajo en 2003. Se produjo, en cambio, un fuerte incremento de la densidad en el año 2004, superando las 10000 truchas  $ha^{-1}$ , valor muy superior a la capacidad de carga estimada. El patrón de variación temporal de ambas variables no parece estar relacionado ( $n=12$ ,  $r = 0.15$ ,  $p > 0.05$ ).



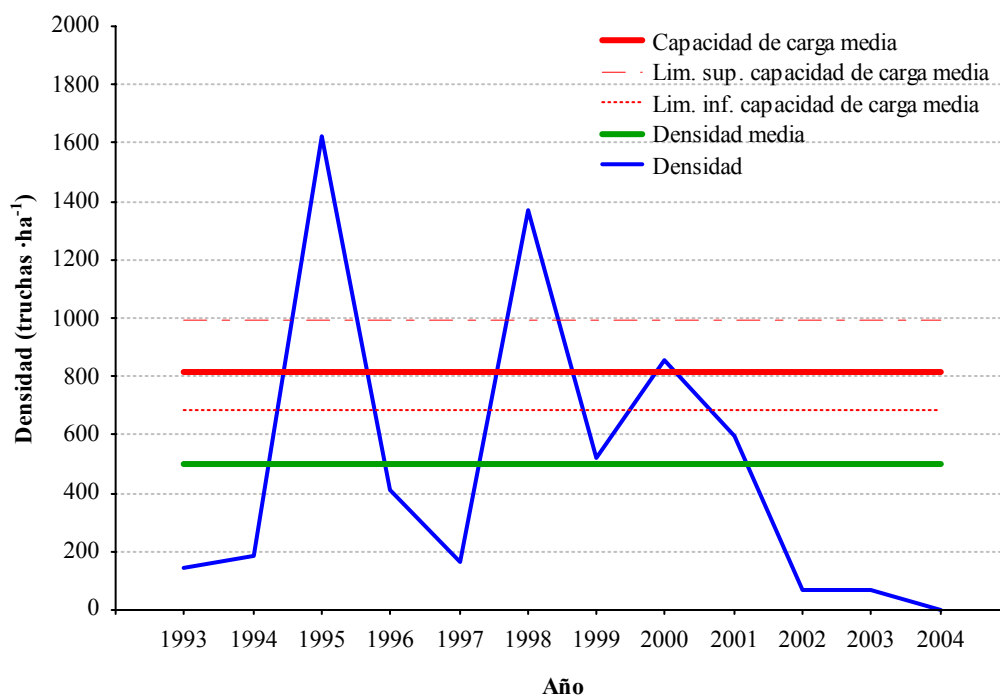


**Figura 5.3.2.226.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artaza (2225) del río Urederra.

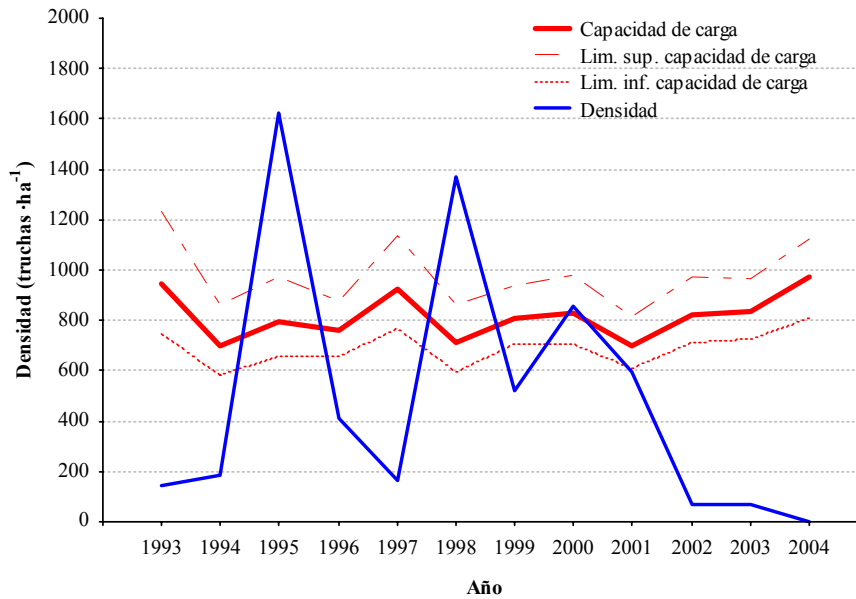


**Figura 5.3.2.227.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artaza (2225) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas 1+ en el periodo de estudio fue significativamente menor que la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -2.10$ ,  $p < 0.05$ ) (Figura 5.3.2.228). Así, la relación D/CC es del 61%. La densidad sufre grandes variaciones interanuales hasta el año 2000, oscilando sobre la capacidad de carga media. Sin embargo, a partir de este año se produce un significativo descenso del parámetro ( $n=5$ ,  $r=0.92$ ,  $p < 0.05$ ), alcanzando el mínimo en el año 2004. Las grandes variaciones interanuales existentes en la densidad de truchas 1+ propicia que se encuentre por debajo del rango de la capacidad de carga en diversos años (1993, 1994, 1996, 1997 y 2002 a 2004) y en otros se halle por encima (1995 y 1998). Sin embargo, se produce un brusco descenso de la densidad en el año 2002, permaneciendo desde entonces en niveles de densidad extremadamente bajos (Figura 5.3.2.229). Este hecho puede estar provocado también por las bajas densidades de alevines registradas desde el año 2001.

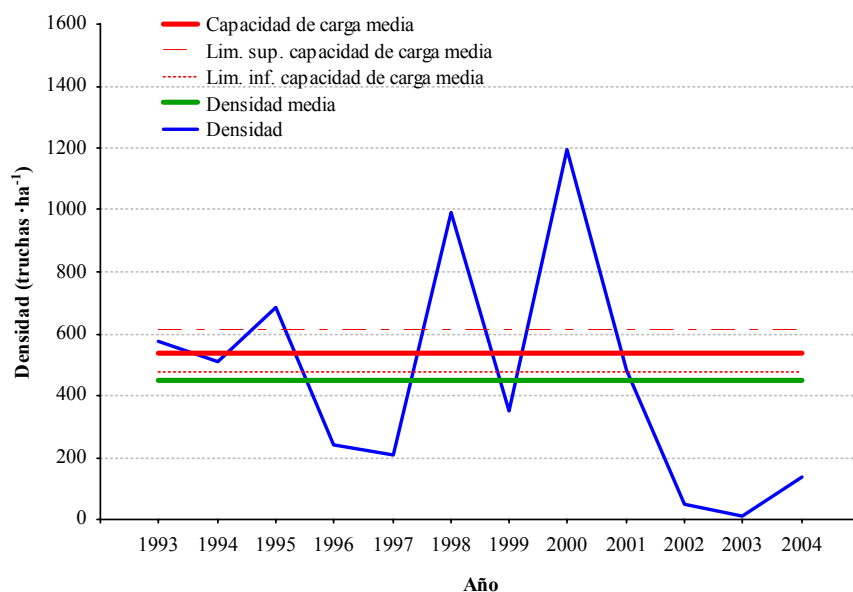


**Figura 5.3.2.228.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artaza (2225) del río Urederra.

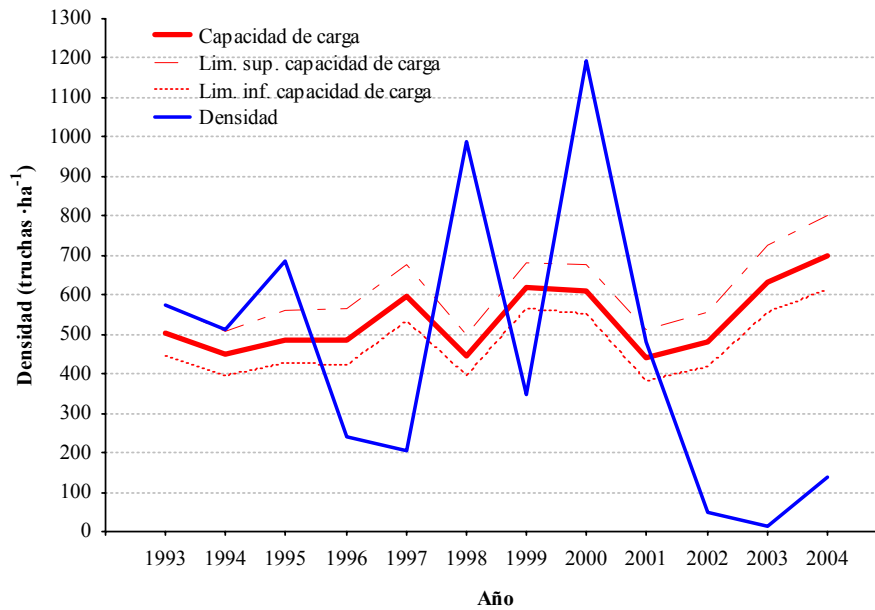


**Figura 5.3.2.229.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artaza (2225) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La clase de edad 2+ se comporta de modo similar a las clases de edad anteriores, ya que sus densidades anuales oscilan en gran parte del periodo estudiado tanto por encima como por debajo de la capacidad de carga media estimada, para sufrir un fuerte descenso en el año 2002, y permanecer desde entonces en niveles mínimos (Figura 5.3.2.230). Sin embargo, presenta la relación D/CC más elevada de todas las clases de edad (84%). Además, no se detectaron diferencias significativas entre la densidad y capacidad de carga medias (*t* de Student,  $t_{1,22} = -0.78$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad de truchas 2+ sufre grandes fluctuaciones hasta el año 2001 que propician que se encuentre tanto por debajo como por encima de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.231).

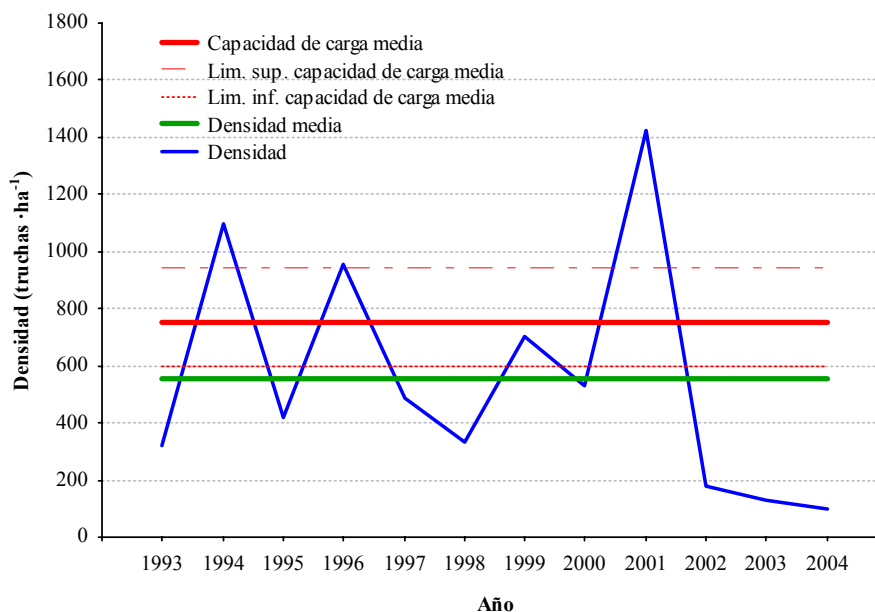


**Figura 5.3.2.230.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artaza (2225) del río Urederra.

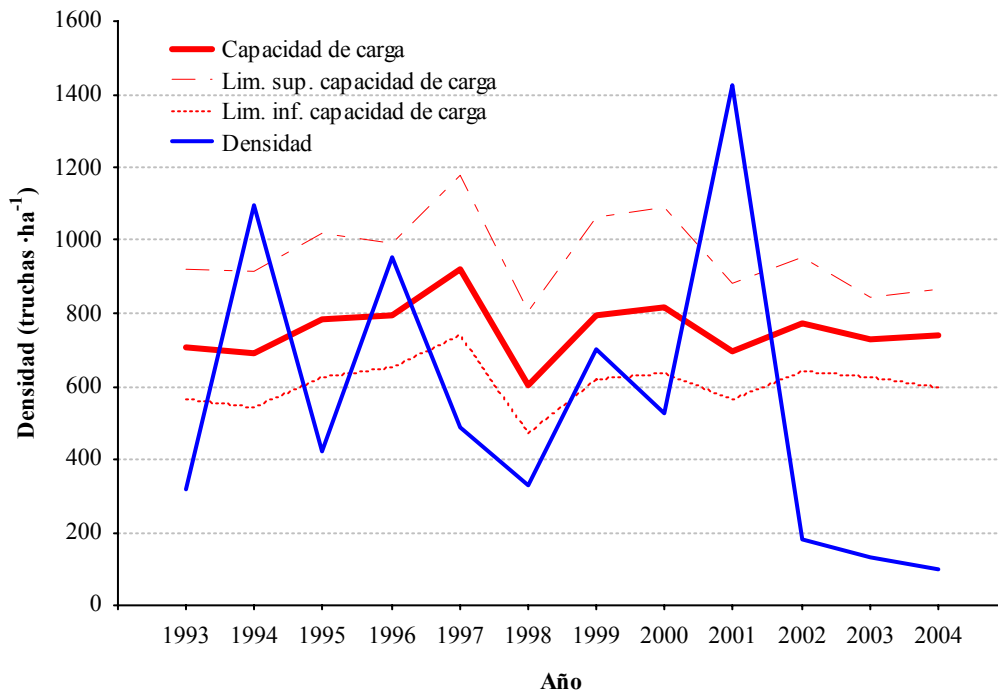


**Figura 5.3.2.231.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artaza (2225) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

En el caso de las truchas mayores de 2+ se repite un patrón similar al del resto de clases de edad. La densidad media es inferior al rango de la capacidad de carga media, aunque no se observaron diferencias significativas ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.63$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.232). La relación D/CC es del 74%. La densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga o ligeramente por debajo durante la mayor parte del periodo estudiado (Figura 5.3.2.233). Así, las densidades son acordes con la capacidad de carga hasta el año 2001. Se produjo posteriormente un fuerte descenso poblacional en el año 2002 que continuó hasta 2004, cuando alcanzó su nivel más bajo.



**Figura 5.3.2.232.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artaza (2225) del río Urederra.



**Figura 5.3.2.233.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artaza (2225) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

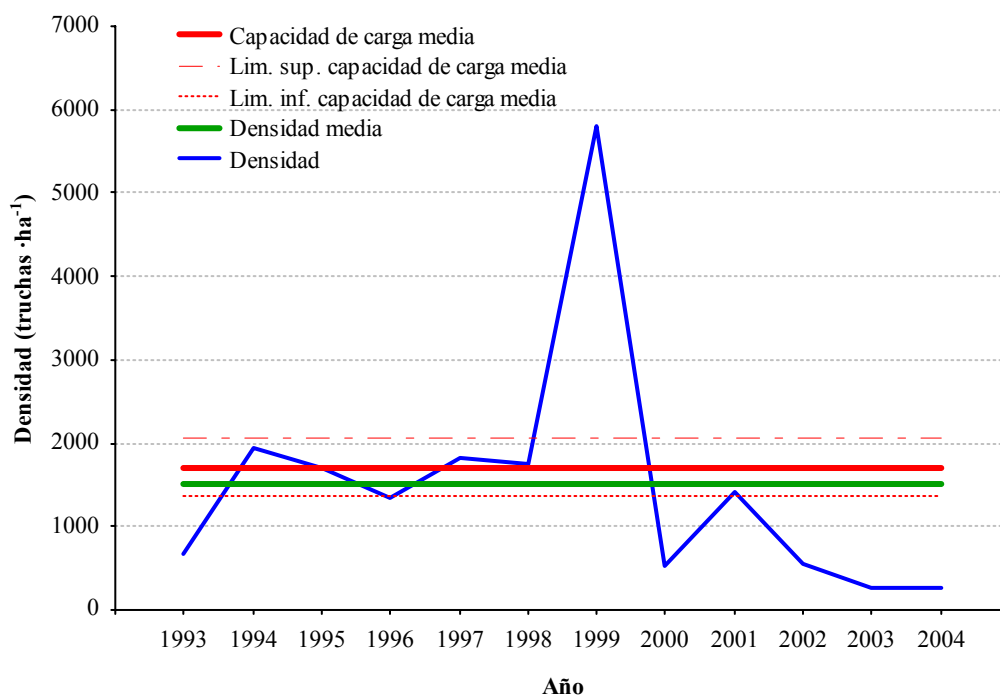
Finalmente, en la localidad de Artavia se observa que la densidad media de todas las clases de edad y, por tanto, la densidad total media, se encuentran por debajo de las capacidades de carga medias. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre ambas variables ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.86$ ,  $p > 0.05$ ). La clase de edad 0+ presenta una densidad media que se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga, mientras que las densidades medias del resto de clases de edad se encuentran por debajo (Tabla 5.3.2.46). Así, la relación D/CC total del tramo es del 85.6%.

**Tabla 5.3.2.46.** Densidad (media, truchas  $ha^{-1}$ ), capacidad de carga (media y límites de la estima entre paréntesis, truchas  $ha^{-1}$ ) y relación densidad-capacidad carga por clases de edad y total, en la localidad del río Urederra en Artavia (2230).

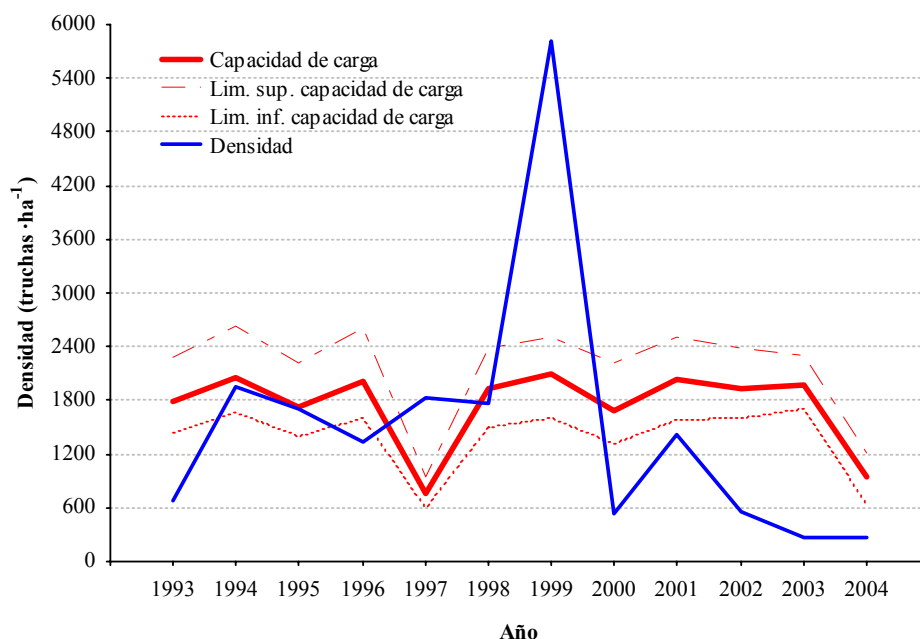
	0+	1+	2+	>2+	Total
Densidad D	1508.4	649.9	274.1	159.4	2591.8
Capacidad carga CC	1691.4 (1394.2-2056.0)	766.5 (655.3-919.4)	357.3 (326.4-393.3)	213.6 (171.4-279.4)	3027.8 (2547.4-3648.0)
Relación D/CC	89.2	84.9	76.7	74.6	85.6

El estudio del hábitat revela que sólo el 30.1% del área del cauce resulta potencialmente útil para las truchas de las distintas clases de edad. Debido a las características del tramo, formado por una gran zona de rápidos con una pequeña poza aguas abajo, el hábitat que presenta es muy pobre para albergar grandes densidades de truchas, especialmente las de mayor tamaño. Así, la capacidad de carga estimada resulta baja, especialmente para las clases de edad mayores de 1+. Sin embargo, las densidades que presenta el tramo son incluso menores que la capacidad de carga estimada, ya de por sí baja.

La densidad media de las truchas 0+ es similar a la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -0.39$ ,  $p > 0.05$ ). De hecho, la relación D/CC es de 89% (Figura 5.3.2.234). La densidad se encuentra dentro del rango de la capacidad de carga durante el periodo comprendido entre 1994 y 1999. Se produjo un incremento muy patente del reclutamiento en 1999, siendo la densidad muy superior a la capacidad de carga estimada. Sin embargo, se produce un fuerte descenso de la densidad de alevines en el año 2000, descendiendo a continuación de manera gradual hasta llegar a niveles inferiores a 500 truchas  $\text{ha}^{-1}$  y estando siempre por debajo de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.235).

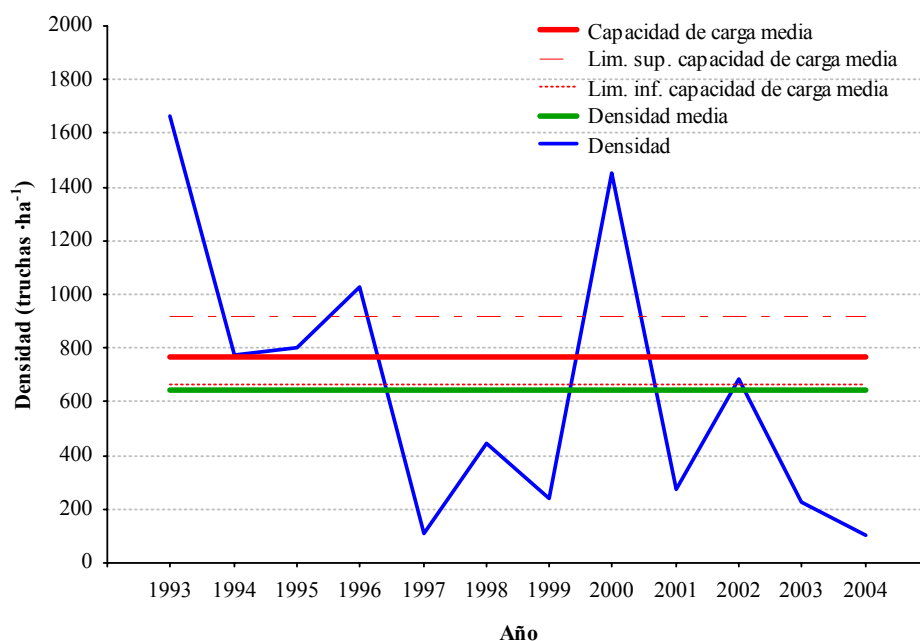


**Figura 5.3.2.234.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 0+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artavia (2230) del río Urederra.

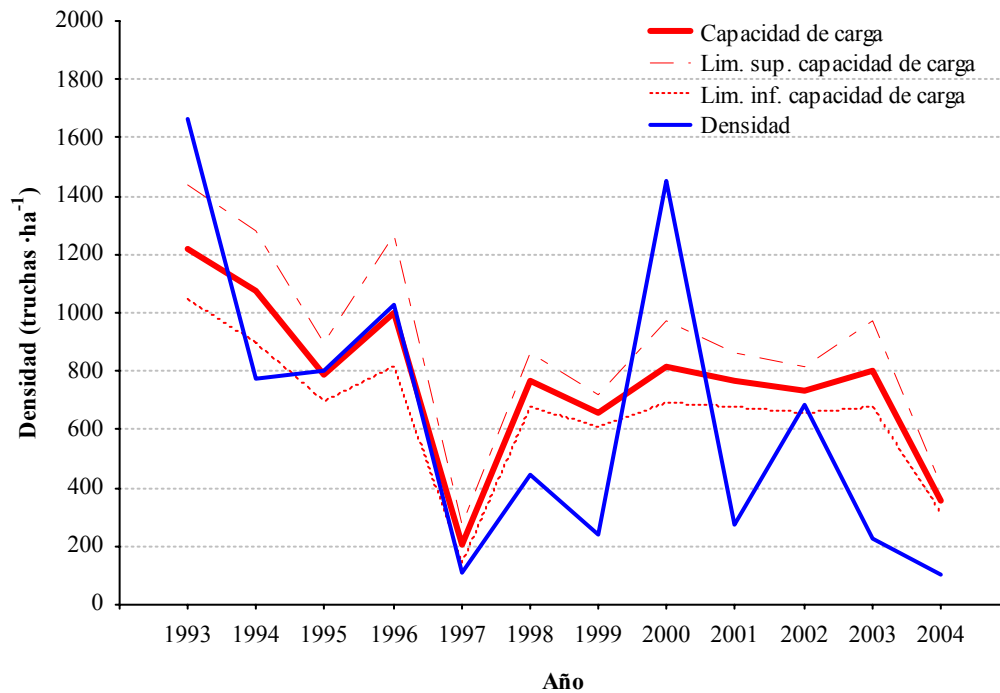


**Figura 5.3.2.235.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 0+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artavia (2230) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de las truchas de edad 1+ es ligeramente inferior al rango de la capacidad de carga media ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -0.69$ ,  $p > 0.05$ ) (Figura 5.3.2.236). La densidad de las truchas 1+ oscila siguiendo el patrón impuesto por el hábitat disponible ( $n=12$ ,  $r = 0.74$ ,  $p < 0.01$ ). Sin embargo, a partir de 1997, la densidad presenta valores adecuados a la capacidad de carga estimada únicamente en los años 2000 y 2002 (Figura 5.3.2.237).



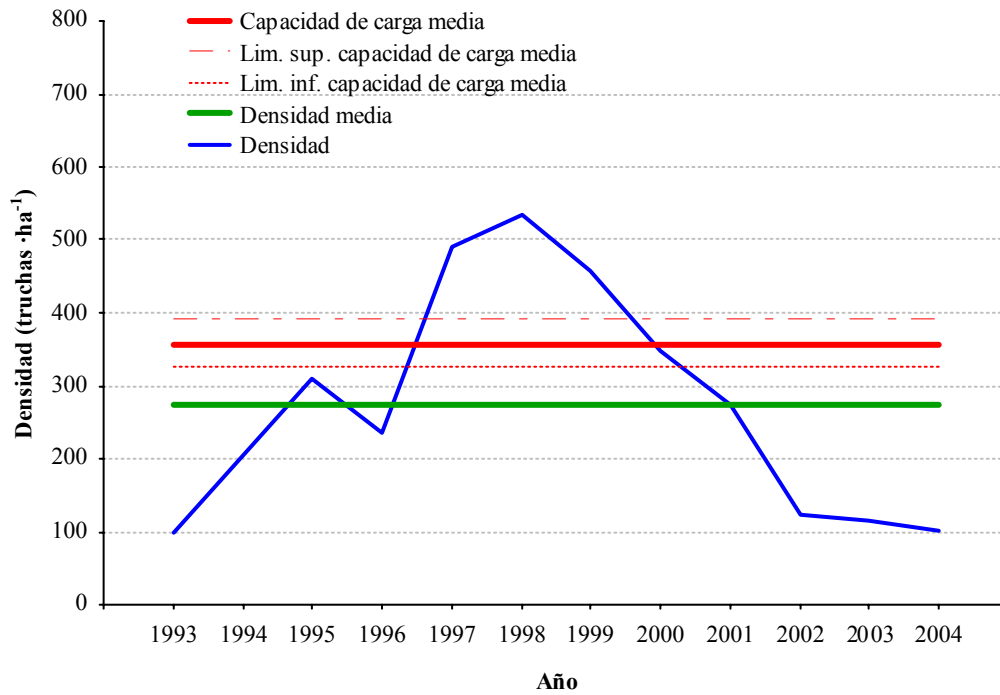
**Figura 5.3.2.236.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 1+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artavia (2230) del río Urederra.



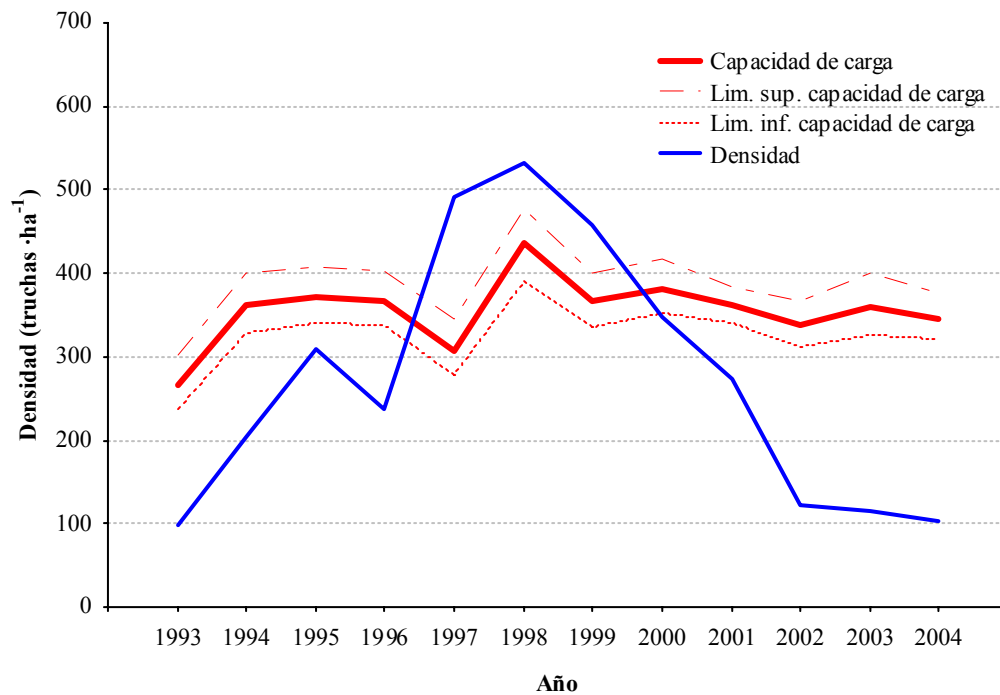
**Figura 5.3.2.237.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 1+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artavia (2230) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La clase de edad 2+ presenta una densidad media inferior al rango de la capacidad de carga media (relación D/CC de 77%), aunque el contraste de medias no reveló una diferencia significativa ( $t$  de Student,  $t_{1,22} = -1.83$ ,  $p > 0.05$ ). La densidad se encuentra por debajo del rango de la capacidad de carga en ocho de los años estudiados, existiendo también años (1997 a 1999) en los que resulta superior a lo estimado (Figura 5.3.2.239). Debido a la tendencia descendente de la densidad durante la última parte del periodo estudiado, la densidad se encuentra siempre por debajo de la capacidad de carga estimada a partir del año 2000. El año 1997 resulta el más atípico ya que se produce un fuerte aumento en la densidad a pesar de existir un marcado descenso en la capacidad de carga estimada. Sin tener en cuenta este año, los patrones de variación temporal de ambas variables están significativamente relacionados ( $n=11$ ,  $r = 0.71$ ,  $p < 0.05$ ) aunque la densidad se mueve en valores inferiores a la capacidad de carga.



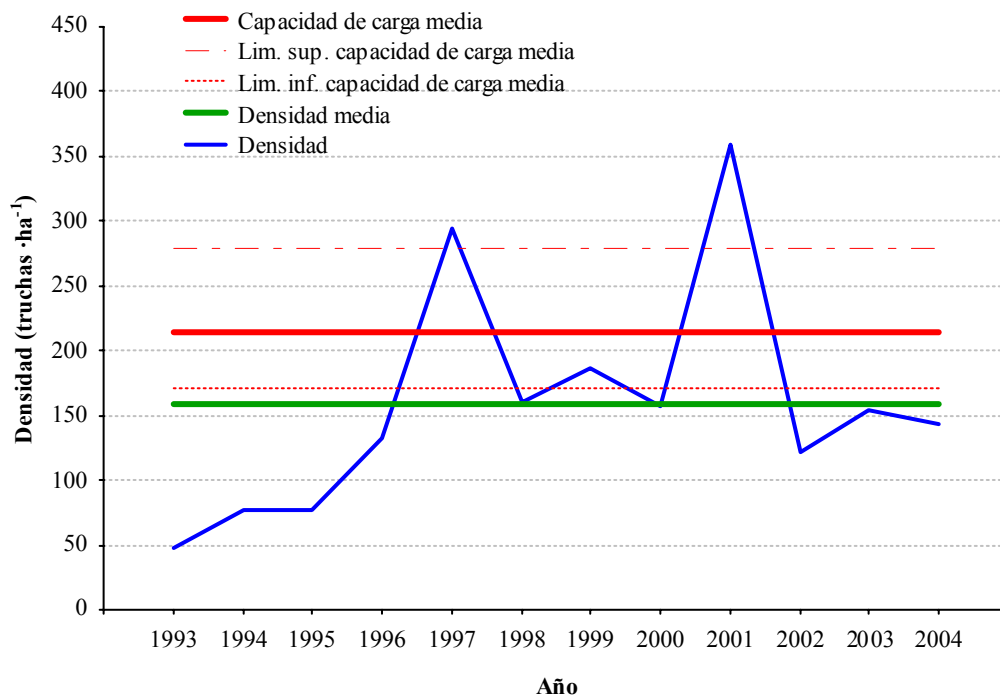


**Figura 5.3.2.238.** Comparación de la densidad anual de la clase de edad 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artavia (2230) del río Urederra.

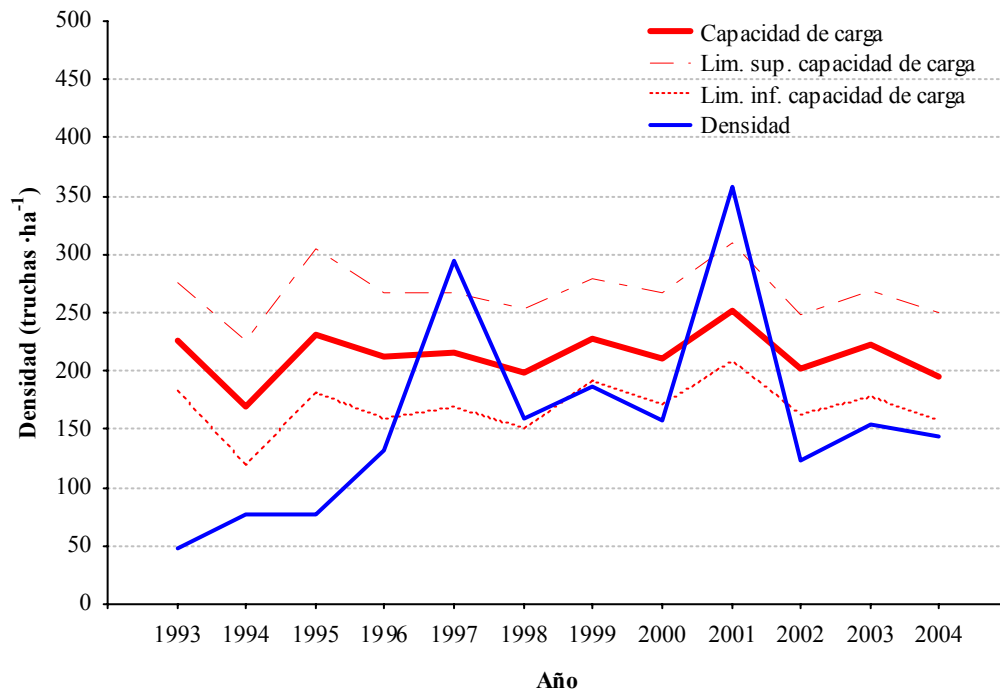


**Figura 5.3.2.239.** Evolución temporal de la densidad de la clase de edad 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artavia (2230) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

La densidad media de truchas de edades superiores a 2+ es inferior al rango estimado para la capacidad de carga media (Figura 5.3.2.240), presentando la relación D/CC más baja de todas las clases de edad (75%). Así, la densidad media difiere de significativamente de la capacidad de carga media (t de Student,  $t_{1,22} = -2.15$ ,  $p < 0.05$ ). La densidad se encuentra siempre por debajo de la capacidad de carga en el periodo comprendido entre 1993 y 1996. A partir de entonces se produce un aumento de la densidad, estabilizándose en valores dentro del rango de la capacidad de carga hasta 2001. Se produce un descenso de la densidad en 2002, estabilizándose de nuevo, pero esta vez en valores menores al rango de la capacidad de carga (Figura 5.3.2.241). Las fluctuaciones en la densidad y la capacidad de carga parecen estar relacionadas salvo en el año 1993 ( $n=11$ ,  $r=0.66$ ,  $p < 0.05$ ).



**Figura 5.3.2.240.** Comparación de la densidad anual de las clases de edad mayores de 2+ (azul) con la densidad media (verde), la capacidad de carga media (rojo) y su rango estimado en todo el periodo de estudio (1993 a 2004) en la localidad de Artavia (2230) del río Urederra.



**Figura 5.3.2.241.** Evolución temporal de la densidad de las clases de edad mayores de 2+ y la capacidad de carga en la localidad del río Urederra en Artavia (2230) durante el periodo estudiado (1993 a 2004).

Todas las localidades presentan densidades totales medias por debajo de la capacidad de carga estimada, siendo la localidad de Artavia la que presenta una relación densidad-capacidad de carga más alta (Tabla 5.3.2.47).

**Tabla 5.3.2.47.** Porcentaje que representa la densidad media de truchas (truchas ha<sup>-1</sup>) respecto a la capacidad de carga estimada (truchas ha<sup>-1</sup>) por clases de edad y total en cada una de las localidades estudiadas de la cuenca del Urederra durante el periodo de estudio (1993 a 1994).

	0+	1+	2+	>2+	Total
<b>Zudaire (2220)</b>	82.1	76.6	88.3	64.8	77.8
<b>Artaza (2225)</b>	76.2	61.4	84.1	73.7	74.5
<b>Artavia (2230)</b>	89.2	84.9	76.7	74.6	85.6

Existe una diferencia grande entre los valores de capacidad de carga estimados para las localidades situadas en el tramo alto del río, Zudaire y Artaza, y la localidad de Artavia situada en el tramo bajo. Esta última presenta valores de capacidad de carga muy inferiores a las otras dos. Esto se debe a que presenta un hábitat pobre, especialmente para las truchas de mayor tamaño, siendo más favorable para las truchas 0+. La falta de hábitat disponible adecuado para las truchas adultas puede deberse al descenso producido en los caudales circulantes por extracciones de agua para el riego de las tierras de cultivo y el abastecimiento urbano. También existen severas alteraciones en la vegetación de ribera, que se encuentra muy degradada por la abundante presencia de cultivos agrícolas y de choperas, que sustituyen a la vegetación original, provocando problemas de erosión en las orillas y eliminando valiosas zonas de refugio.

Todas las localidades presentan densidades medias inferiores a la capacidad de carga media estimada, estando en general todas las clases de edad afectadas en mayor o menor medida. En la localidad de cabecera, Zudaire, las principales alteraciones detectadas son la disminución del caudal circulante en gran parte del tramo, debido a la derivación de agua hacia la central de Zudaire y para el consumo humano, el impacto producido por la presencia de la presa del Molino de Zudaire, que resulta difícilmente franqueable por los peces, y que impide los movimientos dispersivos y reproductivos de las truchas que se encuentran en los tramos situados aguas abajo. La incidencia de la pesca deportiva es también acusada, con una tasa de explotación media y un número de capturas anuales medio muy elevados, que provocan que las truchas de mayor edad se encuentren muy por debajo de la capacidad de carga estimada.

Entre los principales impactos detectados en el tramo representado por la localidad de Artaza habría que citar las detracciones de caudal existentes en la cabecera del río y la barrera que supone la presa del Molino de Zudaire en épocas de bajos caudales, comentadas anteriormente. Además, el tramo presenta impactos debidos a la existencia de una piscifactoría situada aguas arriba que vierte materia orgánica directamente al río al no funcionar adecuadamente sus balsas de decantación. El tramo presenta una concentración de naves agroindustriales muy elevada que han producido vertidos puntuales que deterioran la calidad de las aguas. En esta localidad se produjo un fuerte descenso en la densidad de truchas de todas las clases de edad en el año 2002, manteniendo a la población en niveles mínimos desde entonces.

En la localidad de Artavia las densidades que presenta el tramo son incluso menores que la densidad de carga estimada, ya de por sí baja. La presencia de diversas presas que sólo pueden ser franqueables para los peces con aguas altas, impide los movimientos migratorios de las poblaciones de truchas del río Ega hacia este tramo. La concentración de naves agroindustriales en el tramo es muy elevada, habiendo estado la zona afectada por vertidos industriales.

### 5.3.3. Análisis comparado por localidades

Se ha realizado un análisis comparado de la capacidad de carga entre las localidades estudiadas para resumir los resultados obtenidos y explorar los posibles patrones existentes.

En primer lugar, se obtuvieron diferencias significativas en la capacidad de carga entre las localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{36,381}=147.28$ ,  $p<0.001$ ). La comparación posterior de los valores medios (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ) revela la existencia de cuatro grupos homogéneos. El primero presenta capacidades de carga muy altas (media 10714.9 truchas  $ha^{-1}$ , rango 8202-14799 truchas  $ha^{-1}$ ) y está constituido por las localidades de Burguete (1220) del río Arrañosín, del arroyo Orokieta (1940) y de Quinto Real (1420) y Urtasun (1440) del río Arga. El segundo grupo lo componen tramos con capacidades de carga altas (media 5235.3 truchas  $ha^{-1}$ , rango 4831-6136 truchas  $ha^{-1}$ ) e integra a las localidades de Uztárroz (320) e Isaba (110) de la cuenca del Eska, Virgen de las Nieves (1110) y Fábrica de Orbaitzeta (1136) de la cuenca del río Irati, Espinal (1250) del río Urrobi, río Sorogain (1310) y la localidad de Erro (1330) de la cuenca del Erro, así como las localidades de Zudaire (2220) y Artaza (2225) del río Urederra. El tercer grupo se caracteriza por presentar capacidades de carga medias (media 3367.6 truchas  $ha^{-1}$ , rango 2744-4137 truchas  $ha^{-1}$ ) y está formado por el río Belagua (210), el río Zatoia (930) y la localidad de Eskaroz (710) de la cuenca del Salazar, las localidades de Orbaitzeta (1130) del río Irati, Uriz (1260) del río Urrobi, el río Mediano (1520) y las localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) de la cuenca del río Ultzama, el arroyo Lizarrusti (1760), las localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun, el río Ubagua (2065) y la localidad de Artavia (2230) del río Urederra (2230). Finalmente, existe un cuarto grupo de capacidades de cargas bajas (media 2073.3 truchas  $ha^{-1}$ , rango 1316-2666 truchas  $ha^{-1}$ ) que incluye el resto de las localidades (Figura 5.3.3.1).

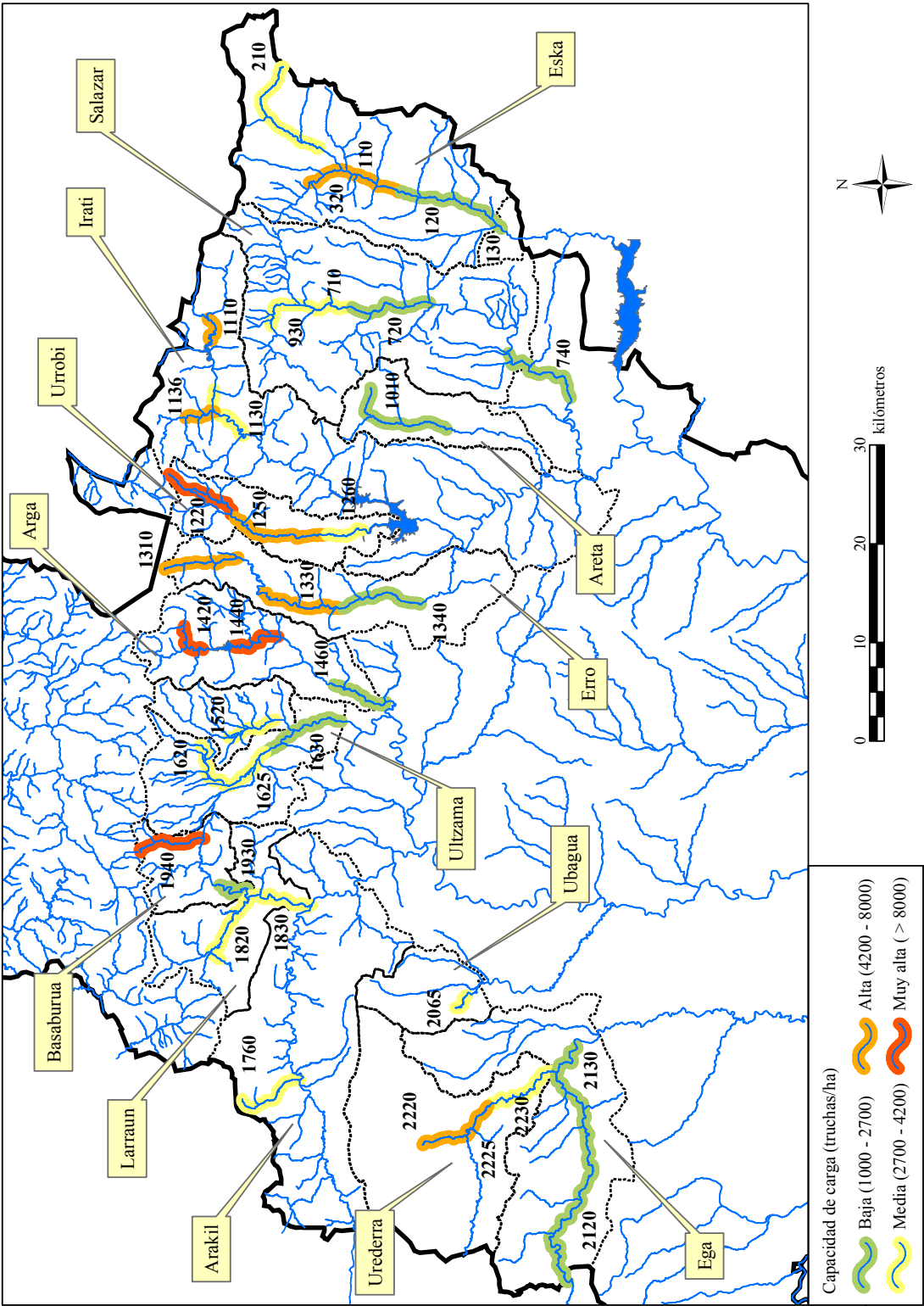


Figura 5.3.3.1. Capacidad de carga total media estimada de las localidades estudiadas durante el periodo 1993-2004.

La capacidad de carga de la clase de edad 0+ también presentó diferencias significativas entre el conjunto de ríos y localidades estudiados (ANOVA,  $F_{36,381}=77.53$ ,  $p<0.001$ ). Las diferencias obtenidas en el contraste de medias a posteriori de las capacidades de carga (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ), reflejan la existencia de cuatro grupos principales. El primer grupo presenta capacidades de carga muy elevadas (media 7633.2 truchas  $ha^{-1}$ , rango 6565-8702 truchas  $ha^{-1}$ ) y englobaría únicamente al río Arrañósín (1220) y la localidad de Quinto Real (1420). El segundo grupo está determinado por presentar capacidades de carga altas (media 4133.6 truchas  $ha^{-1}$ , rango 2811-5262 truchas  $ha^{-1}$ ) y agruparía a las localidades de Virgen de las Nieves (1110) del río Irati, Urtasun (1440) del río Arga, de Orokieta (1940) del arroyo Orokieta y de Artaza (2225) del río Urederra. El tercer grupo caracterizado por tener capacidades de carga medias (media 1940.4 truchas  $ha^{-1}$ , rango 1493-2567 truchas  $ha^{-1}$ ) y que abarca a la mayor parte de las localidades estudiadas: los ríos Belagua (210) y Uztárroz (320) y las localidades de Isaba (110) y Roncal (120) de la cuenca del río Eska, las localidades de cabecera de la cuenca del río Salazar, el río Zatoia (930) y la localidad de Eskaroz (710), las localidades de Orbaizeta (1130) y Fábrica de Orbaizeta (1136) en la cuenca del río Irati, la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi, el río Sorogain (1310) y la localidad de Erro (1330) de la cuenca del río Erro, el río Mediano (1520) y todas las localidades de estudiadas en la cuenca del río Ultzama, el arroyo Lizarrusti (1760), la localidad de Mugiro (1820) del río Larraun, el río Ubagua (2065), las localidades de Zúñiga (2120) y Legaria (2130) en el río Ega, y por último, las localidades de Zudaire (2220) y Artavia (2230) del río Urederra. Finalmente, existe un cuarto grupo que presenta capacidades de carga para los alevines bajas (media 1109.5 truchas  $ha^{-1}$ , rango 691-1495 truchas  $ha^{-1}$ ) y que está formado por el resto de localidades analizadas.

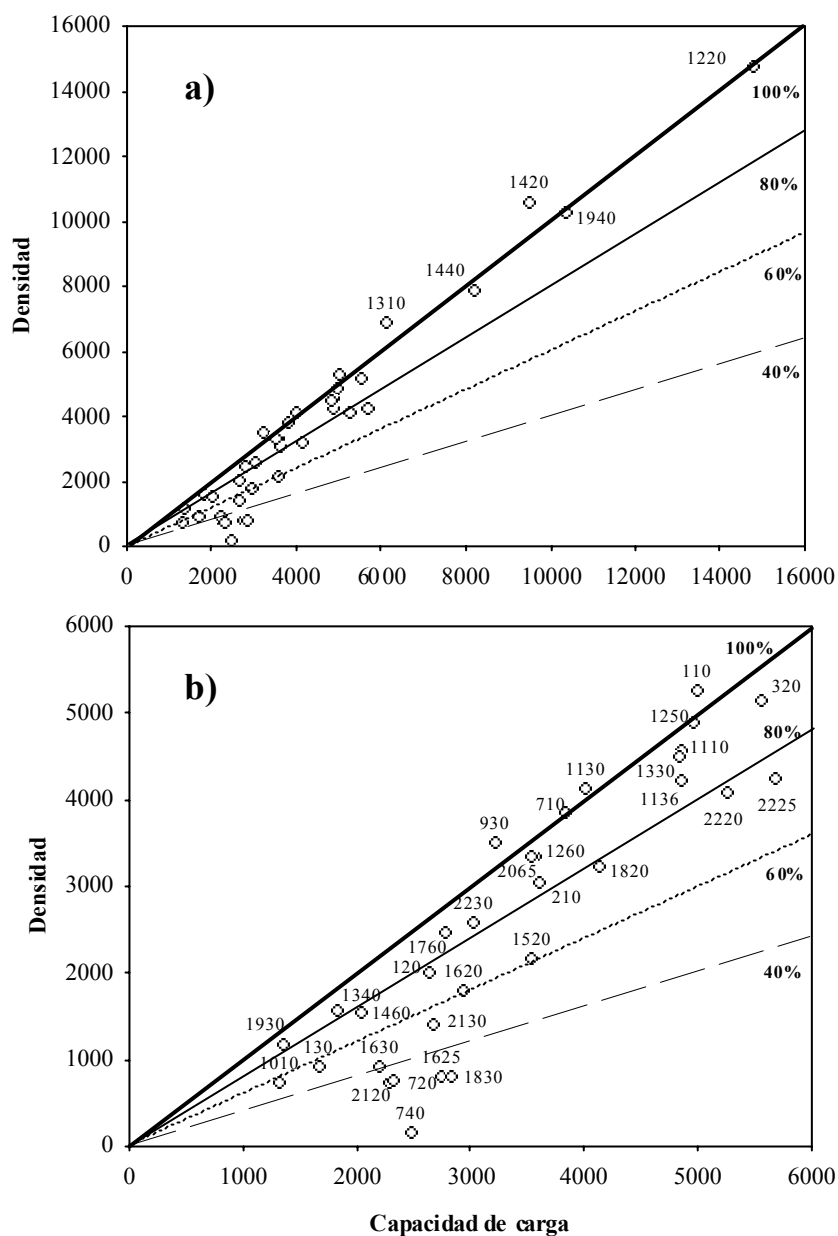
La capacidad de carga media de la clase de edad 1+ también mostró diferencias significativas entre las localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{36,381}=94.49$ ,  $p<0.001$ ). El análisis posterior de los valores medios (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ) indica también la existencia de cuatro grupos. El primer grupo está constituido por localidades que presentan capacidades de carga muy elevadas (media 4054.7 truchas  $ha^{-1}$ , rango 3673-4436 truchas  $ha^{-1}$ ) e integra al río Arrañósín (1220) y al arroyo Orokieta (1940). El segundo grupo de localidades alcanza valores altos de capacidad de carga (media 2394.7 truchas  $ha^{-1}$ , rango 2189-2525 truchas  $ha^{-1}$ ) y está conformado por el río Sorogain (1310), la localidad de Espinal (1250) del río Urrobi y las localidades de Quinto Real (1420) y Urtasun (1440) del río Arga. El tercer grupo está integrado por tramos de capacidades de carga intermedias (media 1313.2 truchas  $ha^{-1}$ , rango 817-1725 truchas  $ha^{-1}$ ) y engloba a las localidades de Isaba (110), Belagua (210) y Uztárroz (320) de la cuenca del río Eska, el río Zatoia (930) y la localidad de Eskaroz (710) de la cuenca del río Salazar, todas las localidades estudiadas en la cuenca del río Irati, la localidad de Uriz (1260) del río Urrobi, la localidad de Erro (1330) del río Erro, el río Mediano (1520) y las localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) del río Ultzama, las

localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun y de Zudaire (2220) y Artaza (2225) del río Urederra. Finalmente, existe un cuarto grupo que presenta capacidades de carga bajas (media 526.2 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 247-765 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y está constituido por el resto de localidades estudiadas.

Por último, la capacidad de carga media de las clases de edad mayores de 1+ también mostró diferencias significativas entre las localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{36,381}=136.52$ ,  $p<0.001$ ). A partir del análisis comparado de los valores medios (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ) se pueden establecer cinco grupos de localidades. Los ríos Uztárroz (320), Arrañosín (1220), Orokieta (1940) y la localidad de Zudaire (2220) integran el primer grupo, que se caracteriza por presentar capacidades de carga muy altas (media 1730.7 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 1661-1790 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ). El segundo grupo alcanza capacidades de carga altas (media 1038.5 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 819-1380 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y está integrado por los ríos Legartza (1136), Sorogain (1310) y las localidades de Isaba (110) en el río Eska, Erro (1330) en el río Erro, Uriz (1260) en el río Urrobi y de Artaza (2225) en el río Urederra. El tercer grupo muestra capacidades de carga intermedias (media 620.2 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 523-754 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y está constituido por el río Belagua (210), todas las localidades estudiadas en la cuenca del río Salazar, las localidades de Virgen de las Nieves (1110) del río Iratí, Espinal (1250) del río Urrobi y Urtasun (1440) del río Arga, localidades de Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun y las localidades de Legaria (2130) del río Ega y Artavia (2230) del río Urederra. El cuarto grupo está formado por localidades caracterizadas por presentar capacidades de carga bajas (media 393.5 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 262-480 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y engloba las localidades de Roncal (120) y Burgui (130) del río Eska, Orbaitzeta (1130) del río Iratí, Quinto Real (1420) e Idoi (1460) en el río Arga, el río Mediano (1520) y las localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) en la cuenca del río Ultzama, y los ríos Areta (1010) y Ubagua (2065). Finalmente, existe un quinto grupo que presenta capacidades de carga muy bajas (media 168.6 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 128-196 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) y está formado por el resto de tramos estudiados.

En la Figura 5.3.3.2 se puede apreciar la relación que existe entre la capacidad de carga media estimada y la densidad total media observada en las localidades estudiadas. Existen trece localidades en las que la densidad media fue significativamente menor que la capacidad de carga estimada. Este grupo de tramos que presentan un deficiente estado de conservación de las poblaciones está formado por las localidades de Burgui (130), Güesa (720), Aspurz (740) y Ongoz (1010) pertenecientes a la cuenca del Aragón, Idoi (1460), Olagüe (1520), Iraizotz (1620), Latasa (1625), Olave (1630) y Latasa (1830) de la cuenca del Arga, y Zúñiga (2120), Legaria (2130), Zudaire y Artaza (2225) en la cuenca del Ega. Todas estas localidades presentan una relación D/CC inferior al 80%. De hecho, todas las localidades que presentan una relación D/CC menor del 80% están significativamente por debajo de la capacidad de carga salvo Roncal (120) y Mugiro (1820), muy próximas a este límite.



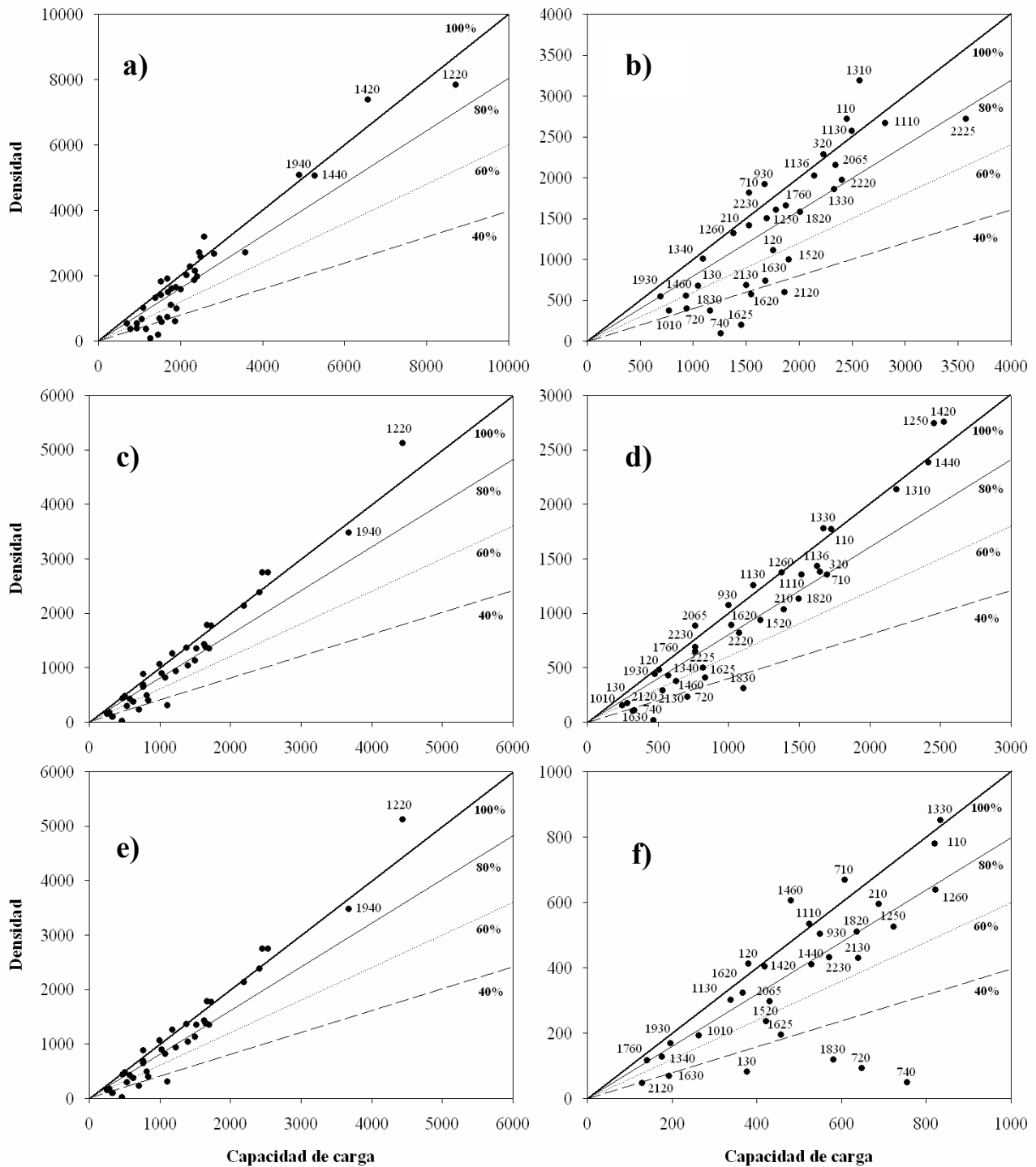


**Figura 5.3.3.2.** Relación entre la capacidad de carga total media estimada y la densidad total media observada (truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) en las localidades con capacidad de carga estimada alta y muy alta (a) y baja e intermedia (b). Se indican las isolíneas de la relación D/CC que representan el 100, 80, 60 y 40%.

En la Figura 5.3.3.3 se puede observar también la relación existente entre las capacidades de carga medias estimadas y las densidades medias para las distintas clases de edad estudiadas. Al comparar ambas figuras se aprecia que todas las clases de edad tienen una densidad media significativamente inferior a la capacidad de carga estimada en las localidades que presentan una relación D/CC menor del 60%. Las localidades que tienen una relación D/CC total entre 60 y 80% presentan una problemática variada. Así, en las localidades de Roncal (120) e Iraizotz (1620) la clase de edad 0+ es la única que se encuentra significativamente por debajo de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.3.3b). En la localidad de Artaza (2225) son las truchas 1+ las que presentan una

densidad media significativamente inferior a la capacidad de carga (Figura 5.3.3.3d), aunque todas las clases de edad tienen densidades menores que las estimadas, mientras que en Idoi (1460) la densidad de ambas clases de edad desciende de forma significativa por debajo de la capacidad de carga (Figuras 5.3.3.3b y d), no sucediendo lo mismo en las truchas adultas. Por el contrario, en la localidad de Zudaire, es la densidad de truchas de mayor edad la que se encuentra significativamente por debajo de la capacidad de carga estimada (Figura 5.3.3.3e). En la localidad de Mugiro (1820), no se detectaron diferencias significativas entre la densidad observada y la potencial en ninguna de las clases de edad, aunque todas presentaban densidades que se encuentran en el límite del rango estimado para la capacidad de carga.

No existe ninguna localidad con una relación D/CC total superior al 80% que se encuentre significativamente por debajo de la capacidad de carga. Sin embargo, existen localidades que presentan una alta relación D/CC total pero la densidad media de alguna clase de edad es significativamente menor que la capacidad de carga media estimada. Este hecho se produce en las localidades de Legartza (1136), Espinal (1250), Zunzarren (1340) y Artavia (2230) y se encuentra relacionado con descensos en la densidad de truchas adultas (Figuras 5.3.3.3e y f). También existen localidades en las que se producen descensos superiores al 10% en las densidades de algunas clases de edad, aunque sin llegar a ser estadísticamente significativos. Este hecho se produce en los alevines en las localidades de Burguete (1220), Espinal (1250), Erro (1330), Lizarragabengoa (1760), Udabe (1930) y Artavia (2230), en los juveniles en Belagua (210), Uztárroz (320), Eskaroz (710), Virgen de las Nieves (1110) y Zunzarren (1340), y en los adultos en Belagua (210), Orbaitzeta (1130), Uriz (1260), Urtasun (1440), Lizarragabengoa (1760) y Udabe (1930).



**Figura 5.3.3.3.** Relación entre la capacidad de carga media estimada y la densidad media observada (truchas  $ha^{-1}$ ) para la clase de edad 0+ (a y b), 1+ (c y d) y mayores de 1+ (e y f) en las localidades con capacidad de carga estimada alta y muy alta (a, c y e) y baja e intermedia (b, d y f). Se indican las isolíneas de la relación D/CC que representan el 100, 80, 60 y 40%.

#### 5.3.4. Tasa de ocupación del hábitat potencial útil

La capacidad de carga estimada depende de dos parámetros, el hábitat disponible, cuantificado como el hábitat potencial útil ( $\text{m}^2$  de HPU/ha), y el tamaño de territorio utilizado por los individuos, calculado a partir de la relación entre el tamaño del pez y del territorio. La tasa de ocupación del hábitat potencial útil es el número de truchas de una determinada clase de edad que pueden ocupar un  $\text{m}^2$  de HPU, guardando una relación inversa con el tamaño de territorio.

La tasa de ocupación se encuentra relacionada con el tamaño corporal de los individuos, por lo que depende en última instancia del patrón de crecimiento. En Navarra se ha establecido una zonificación de tramos fluviales en función del crecimiento, distinguiéndose los tramos con un elevado crecimiento de los que presentan un crecimiento significativamente menor (Almodóvar *et al.* 2006). Esta división define así mismo la separación en tramos con una mayor tasa de ocupación teórica (menor crecimiento) y tramos con una tasa de ocupación menor (mayor crecimiento). Las tasas de ocupación potencial del HPU de las diferentes clases de edad difieren significativamente entre ambos grupos (ANOVA,  $p < 0.0001$ ). El primer grupo de tramos de mayor tasa de ocupación (media de  $4.68 \pm 1.43$  truchas  $0+ \text{ m}^{-2}$  de HPU,  $0.92 \pm 0.14$  truchas  $1+ \text{ m}^{-2}$  de HPU,  $0.42 \pm 0.08$  truchas  $>1+ \text{ m}^{-2}$  de HPU) está constituido por las localidades de Isaba (110), Belagua (210) y Uztárroz (320) de la cuenca del río Eska, el río Zatoia (930) y la localidad de Eskaroz (710) de la cuenca del río Salazar, el río Areta (1010), el río Legartza (1136) y la localidad de Virgen de las Nieves (1110) de la cuenca del río Irati, el río Arrañosín (1220) y la localidad de Espinal de la cuenca del río Urrobi, el río Sorogain (1310) y la localidad de Erro (1330) de la cuenca del río Erro, las localidades de Quinto Real (1420) y Urtasun (1440) del río Arga, el río Mediano y las localidades de Iraizotz (1620) y Latasa (1625) de la cuenca del río Ultzama, los arroyos Lizarrusti (1760), Orokieta (1940) y Ubagua (2065), y las localidades de Zudaire (2220) y Artaza (2225) del río Urederra. El segundo grupo de tramos de menor tasa de ocupación (media de  $2.93 \pm 0.75$  truchas  $0+ \text{ m}^{-2}$  de HPU,  $0.62 \pm 0.04$  truchas  $1+ \text{ m}^{-2}$  de HPU,  $0.29 \pm 0.03$  truchas  $>1+ \text{ m}^{-2}$  de HPU) está formado por las localidades de Roncal (120) y Burgui (130) del río Eska, Güesa (720) y Aspurz (1740) del río Salazar, Orbaitzeta (1130) del río Irati, Uriz (1260) del río Urrobi, Zunzarren (1340) del río Erro, Idoi (1460) del río Arga, Olave (1630) del río Ultzama, Mugiro (1820) y Latasa (1830) del río Larraun, Zúñiga (2120) y Legaria (2130) del río Ega y Artavia (2230) del río Urederra.

Cuando la tasa de ocupación se expresa en términos de biomasa ( $\text{g m}^{-2}$  de HPU) evidentemente el patrón se invierte, y el grupo de localidades de mayor crecimiento es el que presenta una mayor tasa de ocupación (media de  $102.15 \text{ g m}^{-2}$  de HPU, rango 90.5-110.7), mientras que el grupo de crecimiento menor muestra también una tasa de ocupación menor (media de  $83.13 \text{ g m}^{-2}$  de HPU, rango 63.7-94.4).

Las diferencias existentes en las capacidades de carga estimadas entre las distintas localidades pueden ser debidas a variaciones en el hábitat disponible o/y en la tasa de ocupación potencial. Las capacidades de carga más elevadas se producirán en las localidades que presenten una mayor calidad y cantidad de hábitat disponible (tema tratado en el capítulo 3 de la presente tesis) y una tasa de ocupación superior. Así, la tasa de ocupación muestra un efecto muy significativo sobre la capacidad de carga estimada en todas las clases de edad, aunque sólo tras controlar el efecto del HPU (Modelo Lineal General,  $p < 0.05$ ). El efecto interactivo entre la tasa de ocupación potencial y el hábitat disponible influye también significativamente en la capacidad de carga estimada en todas las clases de edad (Modelo Lineal General,  $p < 0.05$ ).

Dentro del grupo de localidades que presentan tasas de ocupación altas existen localidades con capacidades de carga desde muy altas a bajas. Las localidades que presentan capacidades de carga muy altas tienen valores de HPU para las truchas 0+ y 1+ significativamente mayores que el resto de localidades (ANOVA,  $p < 0.001$ ), mientras que no se observaron diferencias significativas en el HPU de las truchas mayores de 1+ (ANOVA,  $p > 0.05$ ). Las localidades con capacidades de carga media y altas se diferencian principalmente porque la disponibilidad de hábitat para las truchas mayores de 1+ es significativamente menor en las primeras (ANOVA,  $p < 0.01$ ), mientras que no se detectaron tales diferencias en el HPU de las truchas 0+ y 1+ (ANOVA,  $p > 0.05$ ). Las localidades con baja capacidad de carga presentan un HPU para todas las clases de edad significativamente menor que el resto de localidades (ANOVA,  $p < 0.001$ ).

Todas las localidades con tasa de ocupación potencial baja presentan capacidades de carga medias o bajas. La diferencia en las capacidades de carga estimadas estriba en que las condiciones del hábitat para alevines y juveniles son significativamente mejores en las localidades con capacidades de carga medias (ANOVA,  $p < 0.01$ ), mientras que no se evidenciaron diferencias significativas en el HPU para las truchas adultas (ANOVA,  $p > 0.05$ ).

Las diferencias existentes entre las capacidades de carga estimadas y las densidades observadas se deben a las diferencias que se producen entre las tasas de ocupación teóricas (calculadas a partir de la relación del tamaño corporal y de territorio) y observadas (calculadas como el cociente entre la densidad y el HPU). Así, como se vio al analizar las gráficas de la capacidad de carga frente a la densidad, existe una gran variabilidad en la relación entre ambos parámetros. La tasa de ocupación media observada mostró un amplio gradiente, entre 0.2 y 7.3 truchas  $m^{-2}$  de HPU. Los ríos y localidades de cabecera de menor crecimiento y altas densidades mostraron los valores más elevados, mientras que los valores más bajos se registraron en los tramos bajos, de mayor crecimiento y con un alto grado de alteración. La tasa de ocupación en términos de biomasa observada mostró también una gran variabilidad entre las localidades analizadas, con un rango de variación entre 3.0 g  $m^{-2}$  de HPU y 126.7 g  $m^{-2}$  de HPU.

## 5.4. Discusión

En general, existen pocos trabajos que estimen la capacidad de carga de las especies fluviales y ninguno referido a los ríos ibéricos a pesar de la utilidad que tiene para la gestión de las poblaciones. Los trabajos existentes se centran principalmente en los salmónidos debido a su relevancia económica (Burns 1971, Harpman *et al.* 1993, Cardwell *et al.* 1996, Jager *et al.* 1997, Dumas & Prouzet 2003). En este sentido, las experiencias en la modelización de la capacidad de carga de la Trucha Común se han desarrollado en ríos franceses (Sabaton *et al.* 1997, Gouraud *et al.* 2000, 2001, 2004, Capra *et al.* 2003). No obstante, la finalidad de tales estudios ha sido la de modelizar la dinámica de las poblaciones analizadas, por lo que la capacidad de carga estimada es tratada como un parámetro del modelo. Así, no se han elaborado hasta ahora trabajos que intenten explorar cómo la variabilidad espacial y temporal en la disponibilidad del hábitat físico afecta a la abundancia potencial de la Trucha Común. Por tanto, no ha sido posible comparar los resultados obtenidos en el presente estudio con trabajos previos de referencia. En consecuencia, la primera parte de la discusión se ha centrado en describir los patrones observados en las capacidades de carga estimadas en el área de estudio y los factores que definen sus patrones de variación.

La estima de la capacidad de carga ha permitido la zonificación de los ríos estudiados en función de su capacidad potencial para albergar poblaciones estables de Trucha Común. Las diferencias existentes en las capacidades de carga estimadas para las diferentes clases de edad entre los distintos tramos radican en las variaciones en la calidad y cantidad de hábitat disponible (HPU) y/o en la tasa de ocupación potencial del tramo relacionada con el patrón de crecimiento. De hecho, la tasa de ocupación muestra un efecto muy significativo sobre la capacidad de carga estimada tras controlar el efecto de la disponibilidad de hábitat. El efecto interactivo entre la tasa de ocupación potencial y el hábitat disponible influye también significativamente en la capacidad de carga estimada, pues el efecto de la tasa de ocupación potencial es más acusado cuando los valores del HPU son más elevados.

En el tercer capítulo se estableció la zonificación del área de estudio en relación al hábitat potencial útil para cada clase de edad y se identificaron las características del microhábitat que definen esta diversidad espacial dentro del área de estudio. Las diferencias en la capacidad de carga estimada para cada clase de edad entre las localidades que integran cada zona establecida se derivan, por tanto, de las variaciones existentes en la tasa de ocupación potencial. Estas variaciones se encuentran a su vez definidas por el patrón de crecimiento. Así, las diferencias observadas en las tasas de crecimiento entre las localidades estudiadas permite definir un primer grupo de localidades con menor crecimiento y un segundo con mayor crecimiento (Almodóvar *et al.* 2006). El primer grupo de localidades (crecimiento menor) se caracteriza por tener

tasas de ocupación potencial altas en términos de densidad y bajas en términos de biomasa, ocurriendo lo contrario en el segundo grupo.

De este modo, las localidades con capacidades de carga muy altas (superiores a 8000 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) presentan una disponibilidad de hábitat alta o muy alta tanto para alevines como para juveniles y una alta tasa de ocupación potencial, situándose en arroyos y tramos de cabecera. Estas localidades presentan una gran potencialidad para albergar densidades altas o muy altas de alevines, ya que poseen velocidades de corriente idóneas, una alta disponibilidad de refugio y predominan los sustratos de gravas y piedras, siendo zonas óptimas de freza y alevinaje. No obstante, las localidades con las máximas capacidades de carga (superiores a 10000 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) tienen también valores de HPU para las truchas mayores de 1+ altos o muy altos.

Por el contrario, todas las localidades en las que se estimaron capacidades de cargas bajas (inferiores a 2700 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) se localizan en los tramos medios o bajos de los ríos y presentan una escasa disponibilidad de hábitat para truchas 0+ y 1+, y tasas de ocupación potencial muy bajas. El río Areta es la excepción ya que presenta la capacidad de carga más baja a pesar de ser un río con una tasa de ocupación potencial alta. Esto se debe a que los caudales circulantes durante el periodo estival son extremadamente bajos por lo que la disponibilidad de hábitat es excepcionalmente baja. Entre las localidades que presentan bajas densidades, las que se localizan en los tramos bajos de los grandes ríos presentan valores de HPU altos o muy altos para las truchas de mayor edad. Estas variaciones en la disponibilidad de hábitat para truchas adultas están relacionadas con la profundidad media y máxima del tramo, así como con la proporción de zonas de poza.

Entre estos dos extremos existe un amplio gradiente en las capacidades de carga estimadas. Todas las localidades con capacidades de carga altas (4200-8000 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) tienen tasas de ocupación potencial también altas. Estos tramos tienen un hábitat disponible para alevines y juveniles menor que las localidades que presentan capacidades de carga muy elevadas (superiores a 8000 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), aunque el HPU para adultos es generalmente mayor. Esto se debe a que la profundidad media y máxima y la proporción de pozas en el tramo son mayores.

En el grupo de localidades con capacidades de carga medias (2700-4200 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) aparecen localidades con ambos patrones de crecimiento (mayor y menor). Dentro del grupo que presenta tasas de ocupación potencial bajas se diferencian las localidades que ocupan tramos altos dentro de la cuenca con valores de HPU para las truchas 0+ altos, de las que se sitúan en los tramos medios o bajos que tienen en comparación una disponibilidad de hábitat menor para alevines y mayor para truchas adultas. Los tramos con tasas de ocupación potencial altas tienen valores de HPU medios o bajos para todas las clases de edad.

En resumen, dentro del grupo de localidades que presentan tasas de ocupación altas existen localidades con capacidades de carga desde muy altas a bajas. Las localidades que presentan capacidades de carga muy altas tienen valores de HPU para las truchas 0+ y 1+ significativamente mayores que el resto de localidades. Las localidades con capacidades de carga media y altas se diferencian principalmente porque la disponibilidad de hábitat para las truchas mayores de 1+ es significativamente menor en las primeras. Las localidades con baja capacidad de carga presentan una disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad significativamente menor que el resto de localidades.

Todas las localidades con tasa de ocupación potencial baja presentan capacidades de carga medias o bajas (inferiores a 4200 truchas ha<sup>-1</sup>). La diferencia en las capacidades de carga estimadas estriba en que las condiciones del hábitat para alevines y juveniles son significativamente mejores en las localidades con capacidades de carga medias.

Así como las densidades poblacionales están reguladas en gran medida por el reclutamiento, las biomásas están determinadas en mayor grado por la abundancia de juveniles y, especialmente, de adultos. Así, diversos autores (Bovee 1982, Souchon *et al.* 1989, Cheslak & Jacobson 1990, Williamson *et al.* 1993, Goureaud 2001, Capra *et al.* 2003) determinan la biomasa potencial de los ríos en base a la tasa de ocupación potencial de los adultos. Las tasas de ocupación potenciales para las truchas adultas calculadas a partir de la relación entre el tamaño corporal y del territorio para las localidades estudiadas varían entre 31.4 y 60.9 g m<sup>-2</sup> de HPU, con un valor medio de 43.6 g m<sup>-2</sup> de HPU en las localidades de menor crecimiento y de 52.7 g m<sup>-2</sup> de HPU en los tramos de mayor crecimiento. Estos valores se encuentran dentro del rango descrito para Trucha Común en ríos pirenaicos franceses, con valores entre 30 y 70 g m<sup>-2</sup> de HPU (Souchon *et al.* 1989, Baran 1995, Goureaud *et al.* 2001) y son relativamente menores en comparación con las tasas de uso del HPU indicadas por Bovee (1982) en ríos de Estados Unidos (65 g m<sup>-2</sup>).

Las diferencias existentes entre las capacidades de carga estimadas y las densidades observadas se deben a las diferencias que se producen entre las tasas de ocupación potenciales (calculadas a partir de la relación del tamaño de territorio) y las observadas (calculadas como el cociente entre la densidad y el HPU). Grandes diferencias en las tasas de ocupación indican la existencia de otras limitaciones ambientales diferentes al hábitat físico o la presencia de alteraciones de origen antrópico en el tramo que no permiten a la población alcanzar su abundancia potencial. Así, se detectaron trece localidades en las que la densidad media total fue significativamente menor que la capacidad de carga media total estimada. Todas las localidades con relaciones D/CC inferiores a 78% se encuentran significativamente por debajo de la capacidad de carga. En nueve de estas trece localidades, todas las clases de edad tienen



densidades significativamente menores que las capacidades de carga estimadas. Así, todas las localidades con relaciones D/CC totales inferiores al 60% tienen todas las clases de edad significativamente por debajo de la capacidad de carga.

El análisis de la relación existente entre la capacidad de carga y la densidad permite también conocer las clases de edad que sufren algún tipo de limitación que afecta a la dinámica de la población.

En nueve de las 37 localidades analizadas, las densidades medias de alevines son menores que las capacidades de carga (relación D/CC inferior al 90%), mientras que los juveniles y adultos se encuentran en capacidad de carga. Esto parece indicar que el hábitat disponible durante el periodo estival resulta más limitante para las truchas de mayor edad que para los alevines en estas localidades. Diversos estudios (Armstrong 1997, Rincón & Lobón-Cerviá 2002) señalan que la etapa de post-emergencia es decisiva en la regulación de las densidades de alevines. Ello se debe a que en esta etapa es cuando se adquieren los territorios de alimentación (Elliott 1990, Heland 1999), existiendo una alta competencia por ellos. Así, la disponibilidad de hábitat en este periodo resulta incluso más limitante que el hábitat disponible en verano. Esto, unido al hecho de que episodios de grandes caudales durante la emergencia pueden causar una mortalidad muy elevada (Freeman *et al.* 1997, Cattaneo *et al.* 2002), propicia que las truchas 0+ no alcancen los valores de capacidades de carga estimados a partir del hábitat disponible en el periodo estival. La mortalidad en esta clase de edad estará regulada en mayor medida por mecanismos independientes de la densidad. Sin embargo, la disponibilidad de hábitat sí resulta limitante para las truchas de mayor edad pues su hábitat potencialmente útil se reduce considerablemente en verano debido al descenso en los caudales. Por el contrario, se observó que en ocho localidades de las 37 estudiadas, el valor de relación D/CC para las truchas 0+ es del 100%, por lo que el hábitat físico disponible en el periodo estival resulta limitante para todas las clases de edad. Por tanto, parece que las condiciones del hábitat tanto en el periodo de estiaje como de emergencia pueden limitar la abundancia de alevines, y la influencia relativa de cada una de ellas depende de las particularidades del régimen de caudales y de las características estructurales del río.

Los resultados indicaron que en algunas de las localidades estudiadas se producen descensos significativos en las densidades de adultos respecto a las capacidades de carga estimadas, motivados principalmente por las extracciones de ejemplares por pesca deportiva.

En varias localidades se observó que la capacidad de carga de la localidad para una determinada clase de edad es menor que la de la clase de edad superior. En este caso, la menor capacidad de carga de las truchas de edad inferior produce que ésta sea la etapa limitante en la dinámica poblacional. Al avanzar en edad, la densidad de la cohorte será inferior a la capacidad de carga del medio, que sólo podrá ser alcanzada si existen movimientos dispersivos de truchas procedentes de otros tramos.

Se han registrado densidades muy superiores a las predichas por el modelo en años determinados en algunas poblaciones, presentándose tasas de ocupación muy por encima de las potenciales estimadas a partir de la relación entre el tamaño corporal y del territorio. Estas grandes explosiones demográficas y el posterior declive en la abundancia que se producen en el reclutamiento se transmiten al resto de clases de edad y, en algunas poblaciones, estos procesos parecen tener una mayor influencia en la densidad que la disponibilidad de hábitat. Estudios recientes han revelado que el reclutamiento juega un papel fundamental en la determinación de la densidad poblacional. La relación existente entre el reclutamiento y la abundancia de adultos en algunas poblaciones de peces (Freeman *et al.* 1988, Elliott 1996, Knapp *et al.* 1998) podría apoyar la idea de que los procesos de reclutamiento pueden establecer por sí mismos patrones de tamaño poblacional (Lobón-Cerviá 2005). Así, aunque los procesos que operan sobre las clases de edad mayores de 0+ son muy sensibles a la calidad del hábitat, pudiendo variar entre clases de edad y poblaciones, los procesos que regulan el reclutamiento mostrarían una mayor influencia sobre el tamaño poblacional que los procesos que regulan las etapas posteriores (Caley *et al.* 1996, Menge 2000).

La asunción básica del modelo no ha sido violada en ningún tramo analizado, ya que el tamaño medio de la población no ha sido superior al que el hábitat físico puede soportar, a pesar de que en algunos años las tasas de ocupación hayan sido superiores a las potenciales. En algunas localidades de muestreo, la densidad media es superior a la capacidad de carga media calculada pero siempre dentro del intervalo de variación estimado para ésta.

En definitiva, la estima de la capacidad de carga ha permitido establecer una zonificación del área de estudio en función de su potencialidad para albergar poblaciones de Trucha Común. Además, el análisis comparativo entre la capacidad de carga y la densidad ha servido para conocer el estado de conservación de las poblaciones. Este análisis resulta de gran interés pues define los criterios de manejo de las poblaciones y permite establecer directrices de gestión encaminadas a la conservación y a la explotación sostenible de la especie.

“Rarely is a given species imperilled as a result of a single threat and it is often impossible to tease out the intertwined effects of the many disturbances occurring within a given watershed”

Malmqvist & Rundle 2002

## 6. Factores determinantes del estado de conservación poblacional

## 6. Factores determinantes del estado de conservación poblacional

---

### 6.1. Introducción

Las comunidades acuáticas se estructuran mediante una combinación de factores bióticos y abióticos (Winterbourn 1995). Estos incluyen una serie de factores que resultan esenciales, y los cuáles varían en el espacio y en el tiempo, tales como la calidad del agua (temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, metales pesados, sustancias tóxicas), el régimen de caudales (volumen, variabilidad temporal), el hábitat físico y la fuente de energía (tipo, cantidad, y tamaño de la materia orgánica que entra en el río; patrón temporal de la disponibilidad de energía) (Karr *et al.* 1986). Además, habría que añadir las interacciones bióticas. Así, existen una serie de procesos biológicos en el sistema que pueden limitar la estructura de la comunidad, como la depredación, competencia, establecimiento de jerarquías de dominancia entre individuos, territorialismo, disponibilidad de alimento, la habilidad natatoria y la morfología corporal de los individuos, transmisión de enfermedades, o la existencia de una mortalidad dependiente de la densidad.

Por tanto, cualquier actividad de origen humano que pueda causar alteraciones negativas en los factores anteriormente comentados, puede provocar una limitación permanente para el normal desarrollo de las poblaciones, causando un descenso significativo de la abundancia por debajo de la capacidad de carga del medio.

La Trucha Común es una especie que presenta una gran diversidad morfológica, fisiológica y ecológica que está asociada fundamentalmente con su plasticidad para adoptar diferentes patrones de crecimiento y reproductivos (Almodóvar 1999, Nicola & Almodóvar 2002). Sin embargo, esta variabilidad intraespecífica está seriamente amenazada en España debido a la destrucción del hábitat y a la contaminación del agua producidas por las actividades humanas.

De hecho, este es un problema que se produce a escala global. Un elevado número de ecosistemas acuáticos han desaparecido y las poblaciones de numerosas especies fluviales se encuentran altamente fragmentadas debido a las intervenciones humanas por todo el planeta (Dynesius & Nilsson 1994, Bunn & Arthington 2002). La gama de actividades humanas que pueden dañar y degradar los sistemas fluviales es muy variada, aunque se pueden agrupar de la forma siguiente (Boon *et al.* 1992, Arthington & Welcomme 1995, Junk 2002): 1) Efectos a gran escala espacial tales como trasvases de agua entre cuencas, lluvia ácida, o el cambio climático; 2) Cambios en los usos del suelo a escala de cuenca; 3) Infraestructuras hidráulicas en el entorno fluvial; 4) Impactos dentro del cauce. Además, los ecosistemas acuáticos están siendo alterados cada vez de forma más acusada por el turismo y las actividades recreativas (Mosisch & Arthington 1998). A continuación, se exponen los principales impactos producidos por las actividades humanas sobre los ecosistemas fluviales.

## 1) Efectos a gran escala

Los efectos como la deposición ácida, los trasvases de agua entre cuencas y el cambio climático están afectando de forma creciente y de manera simultánea a los ecosistemas acuáticos en numerosas cuencas y biorregiones. Sin embargo, estos efectos quedan fuera del objeto de estudio del presente trabajo.

## 2) Cambios en los usos del suelo

Los ríos son ecosistemas fuertemente influidos por su entorno a múltiples escalas (Schlosser 1991, Allan *et al.* 1997, Fausch *et al.* 2002, Townsend *et al.* 2003). De este modo, las acciones humanas a la escala del paisaje son una de las principales amenazas para la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales, causando fuertes impactos en el hábitat, en la calidad del agua y en la biota, a través de numerosos y complejos mecanismos (Allan *et al.* 1997, Strayer *et al.* 2003, Townsend *et al.* 2003). A parte de su influencia directa, el uso del suelo interactúa con otros factores de origen antrópico como el cambio climático (Meyer *et al.* 1999), las especies invasoras (Elvira & Almodóvar 2001, Scott & Helfman 2001), o las presas (Nilsson & Berggren 2000).

La variedad y variabilidad del hábitat influye de manera muy importante en la diversidad biológica de los ríos y está ligada a la totalidad de la red fluvial y al paisaje circundante. Las acciones humanas al nivel de paisaje desestabilizan los procesos geomorfológicos que mantienen el medio fluvial y su biota asociada, resultando a menudo en un hábitat degradado y menos heterogéneo (Allan 2004).

La transición global desde paisajes no perturbados hacia paisajes dominados por la acción del hombre ha producido un importante impacto en los ecosistemas en todo el mundo, lo que hace de la cuantificación de los usos del suelo un buen indicador del estado de los ecosistemas (Meyer & Turner 1994). De hecho, cientos de estudios han certificado estadísticamente la relación entre el uso del suelo y el estado del río, proporcionando una fuerte evidencia de la importancia del entorno y de las actividades humanas para la integridad ecológica de los ríos (Allan 2004).

La mayoría de los estudios de usos del suelo se centran en la influencia ejercida por las tierras agrícolas, urbanas y forestales, aunque existen otros que pueden afectar al estado de los ríos, como los aprovechamientos forestales, la minería o el uso recreativo (Bryce *et al.* 1999). Generalmente, altos niveles de zonas forestales o humedales se asocian con ríos en buenas condiciones, mientras que grandes superficies de tierras agrícolas se asocian con ecosistemas degradados. Los impactos sobre la integridad biótica debidos a la urbanización del territorio son particularmente severos y ocurren a niveles relativamente bajos de uso del suelo (Wang *et al.* 1997).

Las distintas alteraciones ejercen su influencia a diferentes escalas espaciales mediante diferentes mecanismos (Tabla 6.1.1).

**Tabla 6.1.1.** Principales mecanismos por los cuáles el uso del suelo influencia los ecosistemas fluviales (adaptado de Allan 2004).

Factor medioambiental	Efectos	Referencias
Sedimentación	Incremento de la turbidez, erosión y abrasión. Disminución de la producción primaria y de la calidad del alimento, causando efectos negativos en toda la cadena trófica. Reducción de la heterogeneidad en la profundidad del cauce, lo que conlleva una disminución de especies que habitan en pozas. Deterioro de la idoneidad del sustrato para la producción de periphyton. Relleno de los huecos intersticiales en el sustrato que daña el hábitat de numerosas especies de invertebrados y de los peces que frezan sobre gravas. Recubrimiento de agallas y de superficies respiratorias.	Wood & Armitage 1997, Walser & Bart 1999, Henley <i>et al.</i> 2000, Quinn 2000, Burkhead & Jelks 2001, Hancock 2002, Sutherland <i>et al.</i> 2002
Enriquecimiento en nutrientes	Aumento de la biomasa y de la producción autotrófica que producen cambios en la composición de las comunidades. Aceleración en las tasas de descomposición orgánica que pueden causar una disminución en la concentración de oxígeno disuelto y un cambio de especies sensibles hacia especies más tolerantes, a menudo no autóctonas.	Lenat & Crawford 1994, Carpenter <i>et al.</i> 1998, DeLong & Brusven 1998, Mainstone & Parr 2002, Niyogi <i>et al.</i> 2003
Contaminación	Aumento de metales pesados, sintéticos y elementos orgánicos tóxicos en suspensión y en tejidos de peces. Alteraciones en el crecimiento, reproducción, condición, y supervivencia de peces. Aumento de deformidades. Desestabilización del sistema endocrino. Aumento de las tasas de mortalidad de especies sensibles de invertebrados, y cambios en la composición de las comunidades.	Cooper 1993, Woodward <i>et al.</i> 1997 Liess & Schulz 1999, Schulz & Liess 1999, Clements <i>et al.</i> 2000, Rolland 2000, Kolpin <i>et al.</i> 2002
Alteración hidrológica	Alteración en el balance escorrentía-evapotranspiración, que provoca un incremento en la magnitud y frecuencia de las inundaciones, y la disminución del caudal base. Alteración de la dinámica del cauce, incluyendo un incremento en la erosión del cauce y su entorno y una disminución en la frecuencia de anegamiento de las llanuras de inundación. Degradación del hábitat del río debido a un mayor aporte por escorrentía de nutrientes, sedimentos y contaminantes. Aumento de los caudales extremos y avenidas debido al aumento de las superficies impermeables y a la canalización de las aguas de tormenta en cuencas de marcado carácter urbano, y a los sistemas de drenaje y a la compactación del suelo en cuencas agrícolas.	Poff & Allan 1995, Allan <i>et al.</i> 1997, Paul & Meyer 2001, Walsh <i>et al.</i> 2001, Wang <i>et al.</i> 2001
Reducción de la vegetación ripícola	Reducción de sombra, provocando un incremento de la temperatura del agua, de la penetración de luz y del crecimiento de las plantas. Disminución de la estabilidad de las orillas, del aporte de madera y restos orgánicos, y en la retención de nutrientes, contaminantes y materia orgánica bentónica. Reducción en la captura de sedimentos e incremento de la erosión de cauce y orillas. Alteración de la cantidad y el tipo de carbono orgánico disuelto que llega al río. Alteración de la estructura trófica.	Lowrance <i>et al.</i> 1984, Gregory <i>et al.</i> 1991, Osborne & Kovacic 1993, Gurnell <i>et al.</i> 1995, Martin <i>et al.</i> 1999, Stauffer <i>et al.</i> 2000 Bourque & Pomeroy 2001, Findlay <i>et al.</i> 2001,
Pérdida de restos leñosos	Pérdidas de materia orgánica y sedimentos. Alteración de las características hidráulicas de la corriente y, en consecuencia, de la distribución de hábitats. Disminución de la diversidad de peces e invertebrados y alteración de las funciones de las comunidades. Reducción del sustrato propicio para alimentación y refugio de los organismos acuáticos.	Ehrman & Lamberti 1992, Gurnell <i>et al.</i> 1995, Maridet <i>et al.</i> 1995, Stauffer <i>et al.</i> 2000, Johnson <i>et al.</i> 2003

### 3) Obras de ingeniería en el entorno fluvial

Las obras de ingeniería realizadas en el entorno fluvial incluyen alteraciones en el régimen de caudales y de avenidas debidas a embalses, presas y diques; canalización y dragado; detracciones de agua; y eliminación o deterioro de la vegetación de ribera.

De entre las distintas obras de ingeniería que se pueden presentar en el entorno fluvial, la construcción de presas son sin duda las más nocivas, pudiéndose considerar como un cataclismo en la vida de un ecosistema fluvial (Gup 1994). Al cambiar el flujo de agua, sedimentos, nutrientes, energía, y de la biota, las presas interrumpen y alteran los procesos ecológicos más importantes de los ríos (Ligon *et al.* 1995). En algunas cuencas el número de presas es tan elevado que sus efectos ecológicos acumulativos pueden ser muy profundos, aunque esta idea ha recibido una atención menor que el estudio de las presas de forma individual (Poff & Hart 2002).

Las presas transforman los ecosistemas fluviales de diversas formas (de Poff & Hart 2002): a) Alteran el flujo de agua y sedimentos, lo que modifica los ciclos biogeoquímicos, así como la estructura y dinámica de los hábitats acuáticos y ribereños; b) Modifican la temperatura del agua, lo cuál influye en los procesos bioenergéticos y en los ritmos vitales de los organismos; c) Crean barreras que impiden los movimientos de los organismos y de los nutrientes, imposibilitando los intercambios bióticos. Estas alteraciones fundamentales producen otra serie de impactos ecológicos en una amplia gama de escalas espaciales y temporales y pueden afectar a los peces en cualquier etapa de su desarrollo, a la estructura de las comunidades bióticas y a los procesos del ecosistema (Arthington *et al.* 2004).

Uno de los principales impactos que se produce en el río tras la construcción de una presa es la alteración del régimen hidrológico natural, pudiendo variar tanto el caudal circulante como el patrón de variación temporal, afectando así a la integridad ecológica de los ríos. En este sentido, los embalses dedicados a la producción hidroeléctrica son considerados los más perjudiciales, ya que intermitentemente provocan cambios bruscos del nivel de las aguas, lo que produce efectos muy negativos sobre el ecosistema fluvial. Esta inestabilidad artificial del ambiente altera los refugios, los lugares de puesta y alevinaje, y los recursos tróficos disponibles para los peces (Elvira *et al.* 1998, Almodóvar & Nicola 1999). Los grandes pulsos que se producen en los caudales limitan la calidad y cantidad de hábitat disponible aguas abajo de la presa (Almodóvar & Nicola 1999), lo que provoca que los peces queden varados en las franjas de grava o atrapados en las zonas riparias al producirse los rápidos descensos en el caudal circulante (Valentin *et al.* 1994, Almodóvar 2001, 2002).

Por otro lado, hay que tener en cuenta los efectos que las presas inducen sobre la temperatura del agua. Los cambios producidos sobre el régimen hidrológicos que no presenten una armonía natural con los ciclos de temperatura pueden influir en muchas fases críticas del desarrollo vital y causar impactos negativos sobre los peces y otros

organismos (Bunn & Arthington 2002). Aguas arriba de la zona embalsada se produce una disminución general de los efectivos poblacionales de las especies reófilas, al sustituirse el ambiente fluvial por el de aguas quietas del embalse (Elvira *et al.* 1998, Almodóvar 2001, 2002). De hecho, la falta de oxígeno y temperatura adecuados es una de las principales causas de este descenso poblacional así como de la modificación de la tipología de las especies presentes, hecho que puede también observarse aguas abajo de la zona embalsada (Elvira *et al.* 1998, Poff & Hart 2002).

Por otro lado, se debe tener presente que los requerimientos de hábitat de la Trucha Común y de gran parte de los organismos acuáticos cambian a lo largo de las diferentes etapas de su desarrollo, por lo que necesitan tener acceso a esta variedad de hábitats a lo largo de su ciclo vital. Esto implica que tales hábitats deben existir y que los organismos deben ser capaces de migrar entre ellos. Por tanto, los procesos migratorios requieren un alto grado de conectividad entre los hábitats, los cuáles pueden estar muy separados espacialmente. Diversos estudios indican que la complementación de hábitats, es decir, la proximidad espacial entre recursos no sustituibles, puede ser un factor crítico a la hora de determinar el tamaño y la persistencia de las poblaciones de peces (Scheimer *et al.* 1991; Dunning *et al.* 1992; Schlosser 1995).

En este sentido, las presas en sí constituyen una barrera física para los movimientos naturales de los peces a lo largo del curso fluvial tanto río arriba como río abajo. El efecto barrera limita o impide los movimientos de dispersión y colonización, así como los propiamente migratorios (Elvira *et al.* 1998, Almodóvar 2001, 2002). Como consecuencia de la presencia de estos obstáculos se llega a producir el fraccionamiento de las poblaciones de las especies fluviales o la pérdida de territorio fluvial de las migradoras diadromas (Nicola *et al.* 1996). También puede producir la pérdida de flujo genético entre partes de una población que anteriormente estaban en contacto, provocando así un descenso de la variabilidad genética previa (Almodóvar 2001, 2002).

La extensiva fragmentación de los sistemas fluviales debida a la presencia de presas, azudes y diques provoca el aislamiento de las poblaciones, que ocuparán áreas discontinuas donde el hábitat resulta idóneo para su supervivencia. Sin embargo, a pesar de que las condiciones dentro de estas superficies aisladas de hábitat pueden ser adecuadas para el crecimiento poblacional, las poblaciones de menor tamaño sufren un elevado riesgo de extinción debido a acontecimientos estocásticos (demográficos, medioambientales, genéticos), o a catástrofes naturales (Foley 1994, Mangel & Tier 1994, Lande 1998). Algunos estudios señalan que el tamaño poblacional, determinado por la capacidad de carga del medio, tiene un gran efecto sobre el riesgo de extinción de las poblaciones aisladas (Boyce 1992, Morita & Yokota 2002, Hilderbrand 2003). Así, poblaciones fragmentadas que habiten tramos con una baja capacidad de carga, ya sea de forma natural o por haber sufrido una degradación del hábitat, presentan una probabilidad muy alta de desaparecer.



#### 4) Otros impactos que afectan a las comunidades de peces

##### *Pesca deportiva*

La Trucha Común constituye un recurso económico y social muy importante por su elevado interés en pesca deportiva, siendo en la mayor parte de España la especie más apreciada desde el punto de vista de esta actividad. Debido a ello, sus poblaciones se encuentran amenazadas por la sobrepesca (Almodóvar & Nicola 1998, Almodóvar 1999, Almodóvar & Nicola 1999, 2004, Almodóvar *et al.* 1999) y las repoblaciones inadecuadas realizadas para tal fin (García-Marín *et al.* 1991, Machordom *et al.* 1999, 2000, Almodóvar *et al.* 2001).

El efecto de la pesca deportiva sobre la producción y la dinámica poblacional parece mostrar diferencias dependiendo de las características de las poblaciones de Trucha Común y del grado de incidencia de la pesca (Almodóvar 2001, Almodóvar & Nicola 2004). La cantidad de presión pesquera que puede soportar una población, por tanto, es específica de cada río y depende de factores como la vulnerabilidad de la especie a la pesca (Peterman & Steer 1981), la longevidad, la reproducción natural y las tasas de reclutamiento (Anderson & Nehring 1984).

La extracción de ejemplares por pesca deportiva evita que las truchas de edades superiores alcancen su longevidad natural y, por consiguiente, su fecundidad potencial. Asimismo, la complejidad de la estructura en clases de edad, así como las densidades y biomásas estimadas suelen ser menores en las zonas sometidas a explotación. La comparación de la estructura poblacional también denota la escasez de truchas de edades superiores en aquellos tramos con extracción de ejemplares (Almodóvar 1999, 2001, Almodóvar *et al.* 1999, 2002, Nicola 1999, Almodóvar & Nicola 2004). Así, la mortalidad producida por la sobreexplotación puede reducir la densidad de reproductores hasta tal punto que el reclutamiento natural sea insuficiente para mantener la población (Avery & Hunt 1981, Olver *et al.* 1995).

Además, las repoblaciones realizadas para mantener o aumentar los efectivos poblacionales con truchas procedentes de piscifactorías de origen centroeuropeo y nórdico están produciendo una reducción de la diversidad genética de las poblaciones naturales locales e incluso una pérdida de combinaciones genéticas únicas, debido a la introgresión de material genético foráneo (Machordom *et al.* 1999, Almodóvar *et al.* 2001, Almodóvar *et al.* 2006, Almodóvar *et al.* 2006b).

##### *Introducción de especies exóticas*

La introducción de especies exóticas junto a la pérdida de los hábitats naturales son las principales causas de las extinciones animales en los últimos siglos (Elvira & Almodóvar 2001). De hecho, la introducción de especies exóticas es una de las mayores amenazas para la supervivencia y la integridad genética de las especies de peces nativas

en todo el mundo (Bruton 1995, Moyle 1997, Cowx 1998, Gido & Brown 1999). En España, la aclimatación en los ríos de especies de peces exóticas es probablemente uno de los factores negativos más graves que afectan a la supervivencia de las especies nativas, la mayor parte de ellas endémicas (Elvira 1990, 1995 a, b, c, 1996, 1997, 1998, 2001). Así, en los ecosistemas fluviales españoles se han establecido 25 especies exóticas, lo que representa el 30% de las especies de peces actuales (Elvira & Almodóvar 2001). Considerando la Península Ibérica, el número de especies exóticas asciende a 35, 22 de las cuáles están establecidas satisfactoriamente (Ribeiro *et al.* 2007).

Los principales impactos asociados con la introducción de especies (tanto exóticas como translocadas) son: Alteraciones genéticas a través de hibridaciones; alteraciones en el hábitat y en la calidad del agua; afecciones sobre las poblaciones nativas mediante la depredación; competencia por los recursos; y la transferencia de patógenos (Arthington 1991, Moyle & Light 1996a, Elvira & Almodóvar 2001, Pusey *et al.* 2003). Sin embargo, resulta muy difícil separar las alteraciones producidas por las introducciones de las provocadas por otras actividades humanas. De hecho, la introducción de especies alóctonas opera con frecuencia de forma sinérgica y acumulativa con otros factores de alteración como la sobrepesca, la regulación hidrológica, la degradación del hábitat o la contaminación del agua (Arthington *et al.* 1990, Welcomme 1992, Moyle & Light 1996b, Elvira & Almodóvar 2001, Bunn & Arthington 2002).

Se ha podido comprobar que las actividades humanas que pueden causar alteraciones en el sistema fluvial y provocar en última instancia el declive poblacional, son numerosas y muy variadas. Por tanto, resulta crucial conocer las actividades que muestran una mayor influencia en el deterioro de los ecosistemas estudiados.

Por ello, se ha realizado una tipificación de los tramos analizados en función del estado de conservación de sus poblaciones. Además, se ha efectuado un análisis de los principales impactos detectados para poder determinar las fuentes de degradación más influyentes en el declive de las poblaciones. El interés de esta última fase del estudio radica en su utilidad para poder establecer directrices de gestión que permitan la recuperación y/o conservación de las poblaciones de Trucha Común.

## **6.2. Material y métodos**

### **6.2.1. Área de estudio.**

Se analizaron las 37 localidades de muestreo descritas en el apartado 2.2.1 del segundo capítulo. En el apartado 5.2.1 se reseñaron algunas de las fuentes de impacto detectadas en los tramos analizados.

### **6.2.2. Variables analizadas**

A la hora de valorar el estado de conservación de las poblaciones estudiadas no se tuvo en cuenta la capacidad de carga estimada del tramo sino el porcentaje que representa la densidad respecto a la capacidad de carga estimada, relación densidad-capacidad carga (relación D/CC). Esta variable mide la relación entre “lo que hay” y “lo que debería de haber” en términos de abundancia en el tramo estudiado.

Con el fin de proporcionar una perspectiva global y dada la variabilidad de las condiciones ambientales y de la problemática existente, los diferentes análisis se realizaron por grandes cuencas. En consecuencia, el análisis comparado de la relación densidad-capacidad de carga total del tramo entre las localidades estudiadas, así como el análisis de la influencia de las variables medioambientales y de impacto sobre dicha relación, se llevaron a cabo de forma independiente para las grandes cuencas del Aragón y del Arga-Ega.

#### *Variables medioambientales*

Los principales factores medioambientales que se tuvieron en cuenta fueron el régimen hidrológico, y la temperatura y calidad del agua.

##### **1) Régimen hidrológico**

Con el fin de realizar un seguimiento del régimen de caudales de cada río se han analizado los datos históricos de las estaciones de aforos más próximas para calibrar y evaluar la evolución del régimen de caudales en cada río estudiado, y determinar su posible influencia sobre las capacidades de carga estimadas para éstos, ya que el régimen de caudales determina sobremanera la calidad y cantidad del hábitat físico disponible para los organismos acuáticos en ríos y arroyos.

Se analizaron un total de 28 variables que fueron seleccionadas por ser indicadores de alteración hidrológica en unos casos, y por su influencia sobre el reclutamiento en otros (Olden & Poff 2003). Las variables miden distintos aspectos del régimen de caudales, magnitud, frecuencia, duración, fecha de ocurrencia y tasa de cambio de los episodios de altos y bajos caudales.

Para caracterizar la magnitud de tales episodios se utilizaron las siguientes variables:

- Caudal base ( $Q_b$ ): mínima media de siete días consecutivos dividida por la media de las medias anuales durante el periodo estudiado.
- Mediana de los máximos caudales anuales ( $Q_{m,max}$ ): mediana de los máximos caudales anuales dividida por la media de las medianas anuales de los caudales diarios a lo largo del periodo estudiado.
- Media específica de los máximos caudales anuales ( $Q_{M\ esp,max}$ ): media de los máximos caudales anuales dividida por la superficie de la cuenca de recepción.

Para caracterizar la frecuencia de los episodios de altos y bajos caudales se utilizaron las siguientes variables:

- Número de periodos con caudales bajos (NPQB): número de veces a lo largo del año en las cuales el caudal permanece por debajo del percentil 25 de los caudales diarios.
- Variabilidad de NPQB ( $NDQB_{CV}$ ): coeficiente de variación de NPQB.
- Número de periodos con caudales altos (NPQA): número de veces a lo largo del año en las cuales el caudal permanece por debajo del percentil 75 de los caudales diarios.
- Variabilidad de NPQA ( $NPQA_{CV}$ ): coeficiente de variación de NPQA.

Para caracterizar la duración de altos y bajos caudales se utilizaron las siguientes variables:

- $Q_{7d-min}$ : valor mínimo anual de los caudales medios durante siete días consecutivos.
- Duración de los periodos de caudales bajos ( $NPQB_D$ ): duración media de los periodos con bajos caudales.
- Variabilidad de  $NPQB_D$  ( $NPQB_{D,CV}$ ): coeficiente de variación de  $NPQB_D$ .
- $Q_{7d-max}$ : valor máximo anual de los caudales medios durante siete días consecutivos.
- Duración de los periodos de caudales altos ( $NPQA_D$ ): duración media de los periodos con altos caudales.
- Variabilidad de  $NPQA_D$  ( $NPQA_{D,CV}$ ): coeficiente de variación de  $NPQA_D$ .

Para caracterizar el ritmo temporal de ocurrencia de los caudales bajos se utilizaron las siguientes variables:

- Fecha del caudal mínimo ( $Q_{d \min}$ ): fecha en la que se produce el mínimo caudal anual.
- Variabilidad en la fecha del caudal mínimo ( $Q_{d \min, CV}$ ): coeficiente de variación de  $Q_{d \min}$ .

Para caracterizar la tasa de cambio en las condiciones de caudal se utilizaron las siguientes variables:

- Número de inversiones ( $Q_{INV}$ ): número de cambios positivos y negativos en las condiciones del caudal de un día al siguiente.
- Variabilidad en el número de inversiones ( $Q_{INV, CV}$ ): coeficiente de variación de  $Q_{INV}$ .

También se estudiaron una serie de variables, principalmente relacionadas con caudales extremos durante los periodos críticos, que podrían tener una influencia negativa en el reclutamiento, debido al desplazamiento de los alevines aguas abajo durante las primeras etapas de vida o provocando alteraciones en la reproducción durante la época de freza. Para ello se han utilizado las siguientes variables, consideradas las más explicativas:

- Caudal medio del mes de marzo ( $Q_{M \text{ mar}}$ )
- Caudal medio del mes de abril ( $Q_{M \text{ abr}}$ )
- $Q_{7d-\text{max}, E}$ : valor máximo de los caudales medios durante siete días consecutivos en el periodo de emergencia (marzo-abril).
- $Q'_{7d-\text{max}, E}$ : valor máximo de los caudales medios durante siete días consecutivos en el periodo de emergencia (marzo-abril) dividido por la mediana de los caudales diarios.
- $Q_{10 E}$ : representa el caudal que es superado durante el 10% de los días del periodo de emergencia dividido por la mediana de los caudales diarios del periodo estudiado.
- Número de días con caudales altos ( $NDCA_E$ ): número de días durante el periodo de emergencia (marzo-abril) en los cuales el caudal permanece por debajo del percentil 75 de los caudales diarios del periodo estudiado.
- Caudal medio del mes de octubre ( $Q_{M \text{ oct}}$ ).
- Caudal medio del mes de noviembre ( $Q_{M \text{ nov}}$ ).
- Caudal medio del mes de diciembre ( $Q_{M \text{ dic}}$ ).
- $Q_{7d-\text{max}, \text{oct-dic}}$ : valor máximo de los caudales medios durante siete días consecutivos en el periodo comprendido entre los meses de octubre y diciembre.

Se procedió del mismo modo a analizar la existencia de alteraciones en los diferentes tipos de caudales ambientales.

## 2) Calidad del agua

Para evaluar la calidad del agua y su posible influencia en el estado de las poblaciones se analizaron una serie de variables físico-químicas: Oxígeno disuelto, pH, materias en suspensión, DBO<sub>5</sub>, fósforo total, nitritos, amonio total, zinc total, cobre soluble, fosfatos y coliformes totales. La mayor parte de estas variables aparecen en la Directiva Marco del Agua. El resto de variables fueron elegidas al ser indicadoras de contaminación del agua cuando se presentan en altas concentraciones.

Los datos de las variables de calidad del agua analizadas en la presente tesis fueron tomados del estudio Almodóvar *et al.* (2006).

## 3) Temperatura del agua

Para estudiar el efecto de la temperatura del agua sobre el estado de las poblaciones se analizaron las siguientes variables:

- $T_M$ : media de las temperaturas medias diarias.
- $T_m$ : mediana de las temperaturas medias diarias.
- $T_{max}$ : máxima temperatura diaria alcanzada.
- $T_{3d-max}$ : máxima temperatura media durante tres días consecutivos.
- $T_{7d-max}$ : máxima temperatura media durante siete días consecutivos.
- $T_{30d-max}$ : máxima temperatura media durante treinta días consecutivos.
- $T_{min}$ : mínima temperatura diaria registrada.
- $T_{3d-min}$ : mínima temperatura media durante tres días consecutivos.
- $T_{7d-min}$ : mínima temperatura media durante siete días consecutivos.
- $T_{30d-min}$ : mínima temperatura media durante treinta días consecutivos.

Se emplearon los datos de temperatura del agua descritos en el estudio Almodóvar *et al.* (2006).

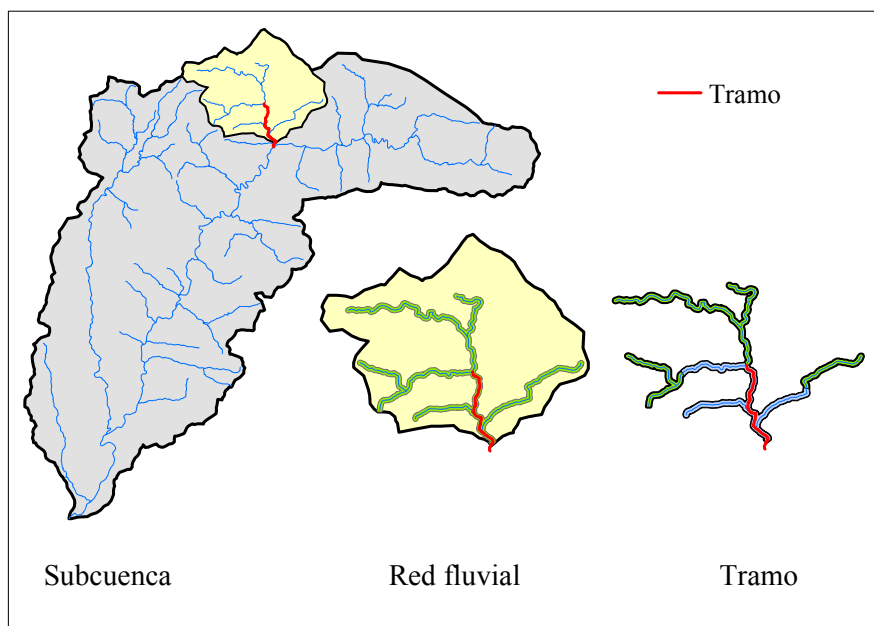
### *Variables de alteración*

En primer lugar se llevó a cabo una evaluación de los usos del suelo presentes en la zona de estudio.

El análisis se llevó a cabo a partir del Mapa de cultivos y aprovechamientos de Navarra, mediante el uso de sistemas de información geográfica (Arcgis 8.1). En dicho mapa se representan los usos del territorio, forestales, agrícolas e improductivos, estando la clasificación constituida por 105 unidades, agrupadas en 34 usos, 15 de los cuales son agrícolas, 16 forestales y 3 recogen superficies improductivas desde un punto de vista agrario (superficies urbanas, afloramientos rocosos y superficies de agua). Para el presente estudio se realizó un reclasificación de las unidades originales del mapa de cultivos y aprovechamientos de Navarra para reducir el número de clases y facilitar así el análisis. Se dividió así en los cuatro grandes grupos, zonas urbanas, agrícolas, forestales y superficies de agua.

Por otro lado, hay que indicar que numerosos estudios han intentado determinar la escala espacial, o la distancia al medio fluvial, a la que el patrón del paisaje ejerce su influencia sobre la calidad del agua o del hábitat, aunque esta cuestión sigue sin resolverse (Hunsaker & Levine 1995, Johnson *et al.* 1997, Harding *et al.* 1998, Gergel *et al.* 1999). Así, algunos estudios que evalúan diversas medidas del estado de los ríos con relación al uso del suelo a múltiples escalas reseñan una influencia mixta (Richards *et al.* 1996, Roth *et al.* 1996, Fitzpatrick *et al.* 2001, Stewart *et al.* 2001).

Los estudios multiescalas evalúan la relación entre el estado del río y el uso del suelo medido a varias de las siguientes escalas: (a) de tramo, a escala local, descrita por una franja que puede variar desde 100 metros hasta varios cientos de metros de anchura en cada orilla, y varios cientos de metros hasta kilómetros en longitud (*reach scale*); (b) una franja de anchura similar pero de mayor longitud que abarca normalmente toda la red fluvial aguas arriba del punto de muestreo (*riparian scale*); (c) toda la cuenca de recepción aguas arriba del punto de muestreo (*catchment scale*) (Figura 6.2.2.1).



**Figura 6.2.2.1.** Escalas espaciales utilizadas en los estudios que relacionan el estado del río con los usos del suelo.

En el presente estudio se ha examinado la influencia del uso del suelo a diferentes escalas espaciales. Se analizó a escala de tramo con el fin de poder determinar los efectos de las variaciones locales. Debido a que la unidad de trabajo es el tramo de río, se hace necesario evaluar la influencia del uso del suelo a dicha escala, ya que esto permite comparar el estado del río en sus diversos tramos en función del uso de suelo predominante en cada uno de ellos. También se examinó dicha influencia a una escala mayor, para poder evaluar cuál es la escala que mejor se adapta a las características del estudio.

Por un lado, se realizó el estudio de la influencia de los usos del suelo teniendo sólo en cuenta su patrón en la zona adyacente al cauce del río, empleando una franja de 100 metros a cada lado del cauce, ya que existen numerosos estudios en los que distintos indicadores del uso del suelo en las zonas cercanas al cauce muestran una mayor correlación con las variables del río, como son la calidad del agua (Soranno *et al.* 1996, Johnson *et al.* 1997, Cresser *et al.* 2000), integridad biótica (Lammert & Allan 1999) o el hábitat físico (Nerbonne & Vondracek 2001). Snyder *et al.* (2003) apuntan que diversas variables como el refugio, la variabilidad de hábitat y las características de los sedimentos exhiben mayores relaciones con el patrón de usos del suelo en la zona ripícola que en la cuenca en su totalidad. En general, en este tipo de estudios se utilizan franjas entre 100 y 200 metros de anchura a cada orilla, aunque suelen dar mejores correlaciones las franjas de menor anchura (Lammert & Allan 1999, Frimpong *et al.* 2005), motivo por el cual se ha optado por emplear una franja de 100 metros en el presente estudio.

En sentido longitudinal, para evaluar la influencia de los distintos usos del suelo sobre la condición del río a escala local, se ha cuantificado la superficie ocupada por cada clase de uso del suelo a lo largo de todo el tramo estudiado, siguiendo la codificación y los límites establecidos por el Gobierno de Navarra. Con relación a los afluentes que confluyen en el tramo estudiado, para evitar darles un peso excesivo, se ha utilizado la misma franja lateral de 100 metros, pero longitudinalmente sólo se han cuantificado los usos en una distancia de 400 veces la anchura media del tramo estudiado. Se ha utilizado la anchura del río para definir la longitud de las franjas, porque los límites longitudinales en los cuales la vegetación existente en las orillas ejerce su influencia sobre las condiciones del cauce del río son proporcionales al tamaño del propio río (Schiemer & Zalewski 1992). Para evaluar dicha influencia a una escala mayor, se ha cuantificado la superficie ocupada por cada clase de uso del suelo a lo largo de toda la red fluvial que existe por encima del límite inferior del tramo (Figura 1).

Por otro lado, se analizó la influencia del patrón del paisaje a escala de subcuenca, cuantificando la proporción de cada tipo de uso en la subcuenca vertiente aguas arriba del límite inferior del tramo estudiado (Figura 6.2.2.1).



A parte de su influencia directa, el uso del suelo interactúa con otros factores de origen antrópico que afectan a la salud de los ecosistemas fluviales. Por tanto, además de examinar la influencia ejercida por los distintos usos del suelo presentes en la cuenca, se analizaron una serie de variables que miden el grado de impacto de origen antrópico, tanto en el propio cauce como en la cuenca de recepción de los ríos, que pueden ser fuente de graves alteraciones en el sistema fluvial. Así, las variables analizadas han sido las siguientes:

- Urbano<sub>L</sub>: porcentaje de suelo urbano medido a escala local.
- Agrícola<sub>L</sub>: porcentaje de suelo agrícola medido a escala local.
- Urbano<sub>R</sub>: porcentaje de suelo urbano medido en toda la red fluvial aguas arriba del tramo estudiado.
- Agrícola<sub>R</sub>: porcentaje de suelo agrícola medido en toda la red fluvial aguas arriba del tramo estudiado.
- Urbano<sub>S</sub>: porcentaje de suelo urbano medido en toda la cuenca de recepción aguas arriba del tramo estudiado.
- Agrícola<sub>S</sub>: porcentaje de suelo agrícola medido en toda la cuenca de recepción aguas arriba del tramo estudiado.
- Canteras: número de canteras existentes en la cuenca de recepción por encima del tramo estudiado (canteras 1000 ha<sup>-1</sup>).
- Minas: número de minas existentes en la cuenca de recepción por encima del tramo estudiado (minas 1000 ha<sup>-1</sup>).
- Naves: número de naves agroindustriales existentes en la cuenca de recepción por encima del tramo estudiado (naves 1000 ha<sup>-1</sup>).
- Tramo alterado: porcentaje del tramo estudiado que sufre alteraciones en su caudal natural (extracciones de agua para riegos, centrales hidroeléctricas, abastecimiento urbano, etc.).
- Presas: número de presas existentes en la red fluvial aguas arriba del tramo estudiado.
- Presas infranqueables: número de presas que resultan infranqueables existentes en la red fluvial aguas arriba del tramo estudiado.

*Variables relacionadas con las comunidades de peces*

Dentro de esta categoría se analizaron las siguientes variables:

- Especies acompañantes: Índice que refleja de forma cuantitativa la abundancia de otras especies presentes en el tramo estudiado. Es una forma de medir la posible competencia por el uso tanto del hábitat como de los recursos tróficos disponibles. También es un indicador indirecto de las características ecológicas del tramo. Esta variable mide la presencia de todas las especies acompañantes, tanto autóctonas como exóticas. El índice se ha elaborado a partir de los datos recopilados en los muestreos realizados por el Gobierno de Navarra. En ellos, se indica de forma cualitativa la abundancia de las diferentes especies presentes en el tramo, a través de cuatro categorías establecidas (escaso, frecuente, abundante, y muy abundante). El índice de especies acompañantes resulta de la integración de los índices parciales obtenidos para cada especie presente.

Los índices parciales se obtienen aplicando la siguiente fórmula:

$I_i = 0 \cdot f_{\text{ausente}} + 1 \cdot f_{\text{escaso}} + 2 \cdot f_{\text{frecuente}} + 3 \cdot f_{\text{abundante}} + 4 \cdot f_{\text{muy abundante}}$ , donde  $f$  es la frecuencia relativa de cada categoría de abundancia respecto al total de muestreos efectuados en la localidad, y los valores de 0 a 4 representan un factor de ponderación relacionado con la categoría de abundancia (ausente = 0, escaso = 1, frecuente = 2, abundante = 3, y muy abundante = 4). Cuanto mayor es el índice parcial mayor es la abundancia de dicha especie en la localidad de muestreo. El Índice de especies acompañantes de un tramo es la suma de los índices parciales de las especies presentes en el tramo dividido por el número total de especies presentes en la cuenca. Se han tratado por separado la cuenca del Ebro y cuenca Norte debido a que sus comunidades de peces son diferentes.

- Especies acompañantes autóctonas: índice idéntico al anterior que cuantifica la presencia de las especies acompañantes autóctonas.

Se analizó la incidencia de la pesca deportiva a través de dos variables:

- El número total de capturas anuales ( $\text{ind ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ),
- La tasa de explotación (%).

Para llevar a cabo este análisis se emplearon los datos incluidos en el estudio de Almodóvar *et al.* (2006).

### 6.2.3. Análisis de datos

En primer lugar, se agruparon los tramos estudiados en función del estado de conservación de las poblaciones de truchas que los habitan. Ello se llevó a cabo mediante un contraste de medias a posteriori (prueba de Tukey).

En segundo lugar, se evaluó la relación existente entre las variables medioambientales, de alteración y relacionadas con las comunidades de peces y la relación D/CC del tramo, total y por clases de edad, para cada una de las grandes cuencas estudiadas. Esto se llevó a cabo mediante análisis de correlaciones simples de Pearson, estableciéndose un nivel de significación  $\alpha$  del 5%.

A pesar de elevado número de tests realizados, se decidió no realizar ninguna corrección de pruebas múltiples en las significaciones individuales obtenidas. Estas correcciones se llevan a cabo para controlar el error de tipo I (rechazo de la hipótesis nula siendo ésta verdadera), ya que la probabilidad de obtener una conclusión falsa aumenta rápidamente con el número de tests realizados. Para evitar estos errores de tipo I tradicionalmente se han utilizado procedimientos de corrección del tipo Bonferroni (Holm 1979, Rice 1989). Estos se basan en realizar los análisis individuales a una tasa de error que es una fracción del nivel de significación global  $\alpha$ , por lo que la probabilidad de cometer incluso un único error de tipo I se puede mantener al nivel de significación  $\alpha$  deseado. Se controla así el *Familywise Error Rate* (FWER). Sin embargo, al aumentar el número de análisis, el mantener una baja probabilidad de cometer incluso un único error de tipo I se produce a expensas de aumentar la probabilidad de cometer un elevado número de errores de tipo II (aceptar la hipótesis nula siendo ésta falsa), debido a que existe un compromiso entre ambos tipos de error. Esto se debe principalmente a que este tipo de correcciones disminuye el poder o la potencia estadística del análisis (probabilidad de obtener un resultado significativo cuando la hipótesis nula es falsa). Efectivamente, la potencia estadística aumenta al incrementarse el tamaño de muestra, el nivel de significación  $\alpha$ , y el tamaño del efecto (magnitud de la diferencia entre la hipótesis alternativa y la hipótesis nula), y disminuye al aumentar la varianza en la población estudiada. Por tanto, al disminuir drásticamente el nivel de significación  $\alpha$ , disminuye también la potencia estadística del test. Así, uno de los más serios problemas asociados al procedimiento estándar de Bonferroni es esta substancial reducción del poder estadístico de los análisis (Holm 1979, Rice 1989, Perneger 1998). La corrección secuencial de Bonferroni también incurre en esta reducción, aunque en menor medida que el procedimiento estándar, motivo por el cual es el procedimiento de corrección más utilizado (Moran 2003). De hecho, Jennions & Moller (2003) en un estudio en el que llevaron a cabo un meta-análisis de 697 trabajos publicados en los campos de la ecología del comportamiento y del comportamiento animal, revelaron que la potencia estadística de los análisis en los trabajos publicados es realmente baja.

Esta disminución del poder estadístico provoca un aumento de la probabilidad de cometer errores de tipo II, ya que ambas probabilidades son complementarias. Este hecho, conduce a la paradoja de que cuánto más detallado y profundo es un estudio, menor es la probabilidad de obtener resultados significativos (*Hyper-Red Queen phenomenon*, Moran 2003). Para poner de manifiesto este fenómeno se presenta de ejemplo los análisis de correlaciones simples realizados en la cuenca del río Aragón (62 tests individuales para cada clase de edad y para el total de truchas del tramo). Los resultados, sin realizar ningún tipo de corrección, mostraron que 24, 23, 19 y 14 de las 62 variables analizadas mantienen una relación significativa con la relación densidad-capacidad de carga total del tramo, y para las clases de edad 0+, 1+ y mayores de 1+, respectivamente. Tras realizar la corrección secuencial de Bonferroni, únicamente 8, 8, 8 y 7, respectivamente, de las variables analizadas mantienen una relación significativa. En cualquiera de los cuatro casos, todas las variables con significaciones superiores a 0.001 debían ser consideradas como no significativas. Así, se puede considerar la existencia de 16, 15, 11 y 7, respectivamente, falsos positivos. Es cierto, que con el número de test realizados, 62 para cada batería de datos, la probabilidad de encontrar al menos un falso positivo es del 95.8%. Sin embargo, la probabilidad de que todos estos falsos positivos sean debidos al azar, aplicando la distribución de Bernoulli (Moran 2003), es de  $4 \cdot 10^{-8}$ ,  $2.5 \cdot 10^{-7}$ , 0.0002, y 0.02, respectivamente.

Este hecho, ha llevado a numerosos autores (Benjamini & Hochberg 1995, García 2003, 2004, Moran 2003, Nakawaga 2004, Verhoeven *et al.* 2005) a cuestionar el uso de la corrección de Bonferroni, tanto la estándar como la secuencial. Estos procedimientos sólo son adecuados cuando el hecho de cometer incluso un único error de tipo I puede ser muy grave (Verhoeven *et al.* 2005). Sin embargo, en la mayor parte de los estudios, el enfoque de evitar cometer cualquier error de tipo I independientemente del coste en errores de tipo II no resulta práctico (Verhoeven *et al.* 2005). En el presente capítulo se intenta determinar qué variables pueden afectar al estado de conservación de las poblaciones. Por tanto, parece preferible el hecho de obtener alguna relación espuria que rechazar todas las relaciones encontradas que no sean altamente significativas, ya que en muchos casos esto puede deberse a un bajo poder estadístico del análisis o a la existencia de correlaciones entre las variables estudiadas (García *et al.* 2002, García 2004).

En este sentido, algunos autores (Moran 2003) abogan por la eliminación de las correcciones en tests múltiples en los estudios ecológicos, y permitir una interpretación más libre de los resultados individuales por parte del investigador. Otros autores adoptan una postura menos radical, indicando que las correcciones del tipo Bonferroni deben ser sustituidas por otros métodos. Modificaciones de las correcciones del tipo Bonferroni han sido propuestas por Hochberg (1988), Hochberg & Benjamini 1990, o Sankoh *et al.* (1997) (ver García 2004). Una alternativa a los procedimientos de control FWER, es decir, de controlar la probabilidad de rechazar erróneamente una o más

hipótesis nulas, son los procedimientos basados en la tasa de falsos descubrimientos (*False Discovery Rate*, FDR). Así, Benjamini & Hochberg (1995) definieron la tasa de falsos descubrimientos como la proporción esperada de hipótesis nulas verdaderas que son rechazadas de manera errónea del total de hipótesis rechazadas (es decir, la proporción de falsos positivos entre todas las hipótesis significativas). Este procedimiento resulta adecuado en estudios en los que el investigador está más interesado en controlar la fracción de rechazos erróneos entre las hipótesis rechazadas que en la ocurrencia de uno o más errores de este tipo. Estos procedimientos se han extendido principalmente hacia estudios genómicos, astrofísicos o de análisis de neuroimágenes (ver García 2004), y ya se han propuesto modificaciones (por ejemplo, Mosig *et al.* 2001, Genovese & Wasserman 2002, Storey 2002, Bickel 2003, Fernando *et al.* 2004) para mejorar el procedimiento original de Benjamini & Hochberg (1995).

Sin embargo, estos procedimientos no se encuentran difundidos ampliamente entre los estudios ecológicos, en los que el número de variables y análisis con los que se trabaja son muy inferiores que en las disciplinas antes comentadas.

El procedimiento de Benjamini & Hochberg (1995) fija la tasa de falsos descubrimientos en un nivel deseado  $\alpha$ , el cuál define un umbral con el que se comparan los valores de significación individuales, resultando en una serie de hipótesis rechazadas de las cuáles una proporción  $\alpha$  se espera que sean errores de tipo I. Por tanto, este umbral en sí mismo no proporciona una visión del grado de significación de los test individuales.

En consecuencia, en las tablas que presentan los resultados de los análisis de correlaciones, se muestra el valor de significación de la prueba sin ninguna corrección.

Posteriormente, se llevaron a cabo regresiones múltiples por pasos con la relación D/CC como variable dependiente y las variables medioambientales y de alteración relacionadas significativamente con la relación D/CC como variables independientes. Dado que no se aplicaron correcciones para pruebas múltiples, no se incluyeron en los análisis variables redundantes que estuviesen correlacionadas, incluyéndose únicamente las de mayor significación. En los casos en los que el número de variables significativas era elevado, además de eliminar variables redundantes, únicamente se incluyeron en el análisis las variables de mayor significación, no teniéndose en cuenta las variables que no resultaban significativas tras aplicar las correcciones para pruebas múltiples del tipo FDR (Benjamini & Hochberg 1995). Las variables finalmente incluidas en el análisis tras este proceso de selección se denominaron “variables seleccionadas”.

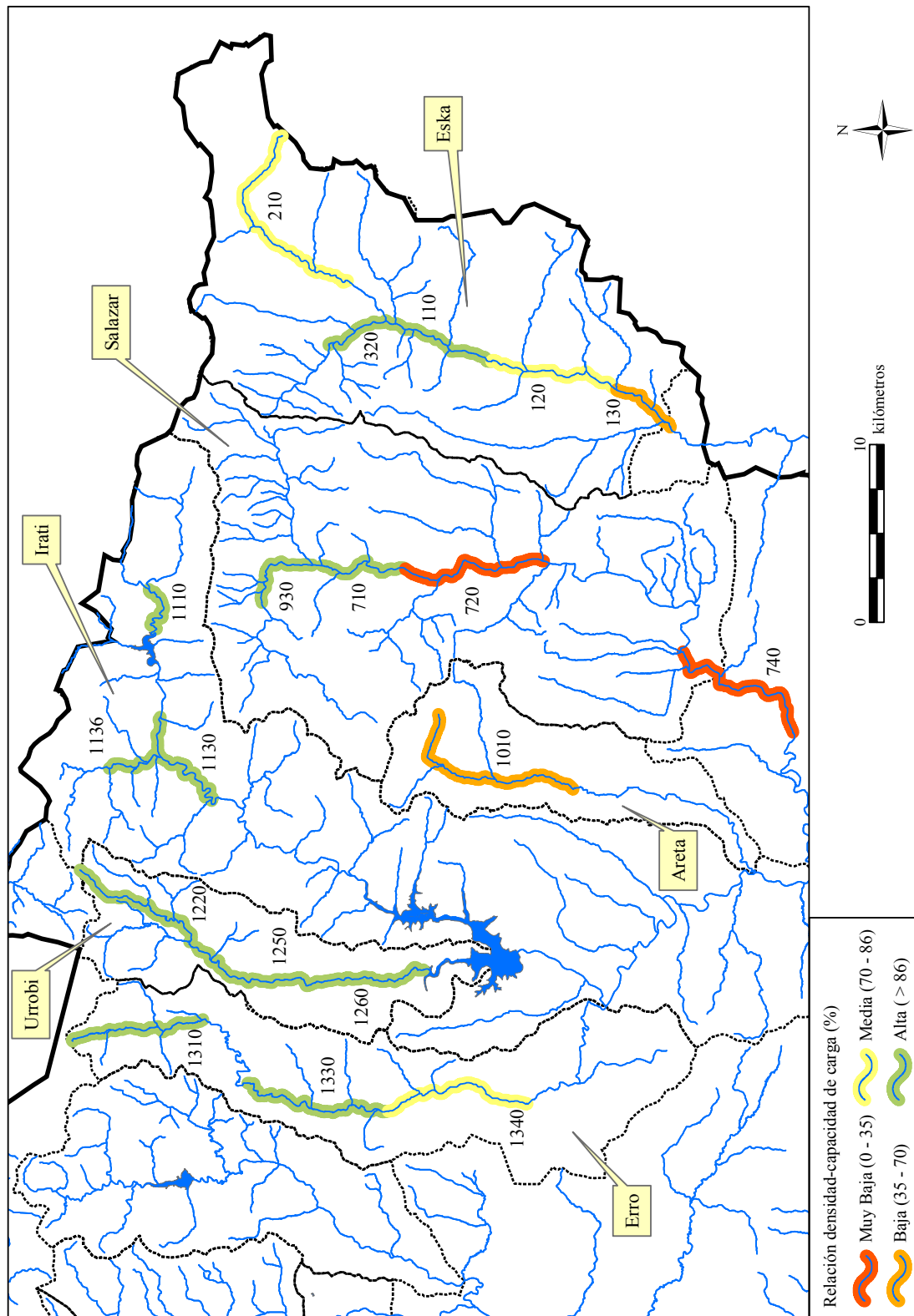
En este caso, sí se aplicaron correcciones en los niveles de significación obtenidos en los modelos de regresión elaborados. Los 20 modelos elaborados resultaron significativos tras aplicar la corrección secuencial de Bonferroni.

### 6.3. Resultados

#### Cuenca del Aragón

Las relaciones densidad-capacidad de carga (D/CC) total mostraron valores significativamente distintos entre el conjunto de los ríos y localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{18,204}=4.58$ ,  $p<0.001$ ). Las diferencias obtenidas en el contraste de medias a posteriori de las relaciones densidad-capacidad de carga (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ), reflejan la existencia de cuatro grupos. El primer grupo se caracteriza por presentar relaciones D/CC total altas (por encima del 91%) y está constituido por la localidad de Isaba (110) y el río Uztárroz (320) de la cuenca del Eska, el río Zatoia (930) y la localidad de Eskároz (710) de la cuenca del Salazar, las localidades de cabecera de la cuenca del Irati, Virgen de las Nieves (1110), Fábrica de Orbaitzeta (1136) y Orbaitzeta (1130), las localidades de cabecera de la cuenca del Erro, Sorogain (1310) y Erro (1330), así como las localidades de Burguete del río Arrañosín (1220), y de Espinal (1250) y Uriz (1260) de la cuenca del Urrobi. Todas las localidades de este primer grupo se encuentran en capacidad de carga, presentando un buen estado de conservación. El segundo grupo está conformado por tramos que presentan una relación D/CC total comprendida entre el 76 y 85%. En este grupo se pueden distinguir una serie de localidades con una densidad media que se encuentra en el límite del intervalo estimado para la capacidad de carga media, las cuáles son la localidad de Roncal (120) y el río Belagua (210) de la cuenca del Eska, y la localidad de Zunzarren (1340) de la cuenca del Erro. Por otro lado, un tercer grupo lo formarían los tramos con una relación D/CC baja (55-63%) con una densidad media por debajo del intervalo estimado para la capacidad de carga media, presentando así un mal estado de conservación. Este grupo está formado por la localidad de Burgui (130) de la cuenca del Eska y el río Areta (1010). Por último, existe un cuarto grupo formado por las localidades del tramo bajo de la cuenca del Salazar, Güesa (720) y Aspurz (740), que presentan una relación D/CC muy baja (inferior al 30%), y un deficiente estado de conservación.

En la Figura 6.3.1 se representan las relaciones D/CC media total de las localidades estudiadas de la cuenca del Aragón según los cuatro grupos definidos con anterioridad.



**Figura 6.3.1.** Relación densidad-capacidad de carga total media de las localidades estudiadas de la cuenca del Aragón durante el periodo 1993-2004.

Influencia de las variables ambientales y de alteración en la relación D/CC

En primer lugar se exponen los valores medios y de dispersión de las variables que se han utilizado en el estudio de las capacidades de carga, para a continuación comentar los resultados obtenidos en los diversos análisis que se han llevado a cabo (Tablas 6.3.1 a 6.3.4).

**Tabla 6.3.1.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables físico-químicas de calidad del agua de los ríos de la cuenca del Aragón.

	<b>Eska</b>	<b>Salazar</b>	<b>Areta</b>	<b>Irati</b>	<b>Urrobi</b>	<b>Erro</b>
Oxígeno disuelto (O <sub>2</sub> , mg l <sup>-1</sup> )	9.84 $\pm$ 2.61	10.47 $\pm$ 9.78	9.55 $\pm$ 3.71	8.51 $\pm$ 2.07	9.46 $\pm$ 2.74	9.60 $\pm$ 2.49
pH	8.28 $\pm$ 0.24	8.28 $\pm$ 0.26	8.19 $\pm$ 0.23	8.07 $\pm$ 0.36	8.00 $\pm$ 0.34	8.13 $\pm$ 0.31
Materias en suspensión (mg l <sup>-1</sup> )	7.50 $\pm$ 13.07	16.17 $\pm$ 48.86	13.44 $\pm$ 19.73	3.52 $\pm$ 2.01	5.48 $\pm$ 15.27	7.79 $\pm$ 22.41
DBO <sub>5</sub> (O <sub>2</sub> , mg l <sup>-1</sup> )	2.66 $\pm$ 1.71	2.58 $\pm$ 1.32	1.80 $\pm$ 0.45	2.92 $\pm$ 2.65	2.75 $\pm$ 1.74	2.44 $\pm$ 1.25
Fósforo total (P, mg l <sup>-1</sup> )	0.030 $\pm$ 0.030	0.034 $\pm$ 0.041	0.031 $\pm$ 0.028	0.037 $\pm$ 0.065	0.048 $\pm$ 0.042	0.028 $\pm$ 0.027
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , mg l <sup>-1</sup> )	0.090 $\pm$ 0.070	0.010 $\pm$ 0.020	0.010 $\pm$ 0.010	0.008 $\pm$ 0.003	0.032 $\pm$ 0.038	0.011 $\pm$ 0.018
Amonio total (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , mg l <sup>-1</sup> )	0.133 $\pm$ 0.135	0.148 $\pm$ 0.108	0.120 $\pm$ 0.110	0.178 $\pm$ 0.124	0.185 $\pm$ 0.180	0.101 $\pm$ 0.094
Zinc total (Zn, mg l <sup>-1</sup> )			0.010	0.010	0.010	0.010
Cobre soluble (Cu, mg l <sup>-1</sup> )			0.005	0.058	0.005	0.005
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , mg l <sup>-1</sup> )		0.070 $\pm$ 0.080	0.090 $\pm$ 0.090	0.055	0.127 $\pm$ 0.125	0.069 $\pm$ 0.076
Coliformes totales (NPM 100 ml <sup>-1</sup> )		1707.0 $\pm$ 2729.1	704.0 $\pm$ 653.7	896.0 $\pm$ 905.5	7699.2 $\pm$ 15293.9	314.0 $\pm$ 188.0



**Tabla 6.3.2.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de temperatura del agua de los ríos de la cuenca del Aragón (en °C).

	<b>Eska</b>	<b>Salazar</b>	<b>Areta</b>	<b>Irati</b>	<b>Urrobi</b>	<b>Erro</b>
T <sub>M</sub>	10.00 $\pm$ 0.75	11.60 $\pm$ 1.31	12.71	11.53 $\pm$ 0.63	10.86 $\pm$ 0.66	11.52 $\pm$ 0.86
T <sub>m</sub>	10.71 $\pm$ 0.71	12.15 $\pm$ 1.35	13.50	12.06 $\pm$ 0.60	11.08 $\pm$ 0.85	12.09 $\pm$ 0.93
T <sub>max</sub>	18.30 $\pm$ 3.00	20.24 $\pm$ 3.16	25.11	18.45 $\pm$ 1.00	18.03 $\pm$ 0.57	20.79 $\pm$ 1.13
T <sub>3d-max</sub>	17.62 $\pm$ 2.77	19.75 $\pm$ 2.71	23.56	17.75 $\pm$ 0.82	17.02 $\pm$ 0.38	19.74 $\pm$ 1.17
T <sub>7d-max</sub>	17.21 $\pm$ 2.49	19.37 $\pm$ 2.42	21.74	17.33 $\pm$ 0.93	16.62 $\pm$ 0.48	19.17 $\pm$ 1.19
T <sub>30d-max</sub>	15.74 $\pm$ 2.11	18.21 $\pm$ 2.21	20.26	15.84 $\pm$ 0.80	15.38 $\pm$ 0.49	17.21 $\pm$ 0.88
T <sub>min</sub>	1.02 $\pm$ 0.93	2.24 $\pm$ 2.29	0.00	2.87 $\pm$ 0.57	1.36 $\pm$ 1.41	0.56 $\pm$ 0.97
T <sub>3d-min</sub>	1.40 $\pm$ 0.73	2.53 $\pm$ 2.11	1.32	3.68 $\pm$ 0.62	2.86 $\pm$ 0.90	1.73 $\pm$ 1.06
T <sub>7d-min</sub>	1.88 $\pm$ 0.55	2.87 $\pm$ 1.86	2.45	4.58 $\pm$ 0.63	3.82 $\pm$ 0.89	2.73 $\pm$ 0.79
T <sub>30d-min</sub>	2.52 $\pm$ 0.26	3.97 $\pm$ 1.32	3.91	5.87 $\pm$ 0.61	5.42 $\pm$ 0.59	4.44 $\pm$ 0.77

**Tabla.6.3.3.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de alteración de los ríos de la cuenca del Aragón.

	<b>Eska</b>	<b>Salazar</b>	<b>Areta</b>	<b>Irati</b>	<b>Urrobi</b>	<b>Erro</b>
Urbano <sub>L</sub> (%)	1.58 $\pm$ 1.35	2.39 $\pm$ 1.75	0.18	0.98 $\pm$ 0.68	0.30 $\pm$ 0.39	0.88 $\pm$ 0.88
Agrícola <sub>L</sub> (%)	9.27 $\pm$ 8.76	21.65 $\pm$ 6.98	14.75	18.20 $\pm$ 12.39	20.91 $\pm$ 9.93	15.13 $\pm$ 9.29
Urbano <sub>R</sub> (%)	1.23 $\pm$ 0.28	0.89 $\pm$ 0.40	0.18	0.36 $\pm$ 0.27	0.72 $\pm$ 0.49	0.44 $\pm$ 0.41
Agrícola <sub>R</sub> (%)	10.34 $\pm$ 7.86	12.53 $\pm$ 1.69	14.75	6.61 $\pm$ 4.81	19.78 $\pm$ 2.11	11.24 $\pm$ 4.13
Urbano <sub>S</sub> (%)	0.21 $\pm$ 0.07	0.31 $\pm$ 0.04	0.08	0.07 $\pm$ 0.06	0.43 $\pm$ 0.10	0.55 $\pm$ 0.18
Agrícola <sub>S</sub> (%)	1.91 $\pm$ 1.06	16.27 $\pm$ 5.85	2.82	2.59 $\pm$ 2.43	12.31 $\pm$ 4.19	10.83 $\pm$ 1.19
Canteras (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Minas (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Naves (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.04 $\pm$ 0.05	0.28 $\pm$ 0.19	0.00	0.00	0.00	0.00
Tramo alterado (%)	3.04 $\pm$ 5.56	1.26 $\pm$ 1.91	0.00	41.27 $\pm$ 49.74	0.30 $\pm$ 0.51	0.00
Presas (n°)	4.8 $\pm$ 3.4	8.5 $\pm$ 7.9	2.0	6.0 $\pm$ 8.1	1.0 $\pm$ 1.0	0.0
Presas infranqueables (n°)	0.0	1.5 $\pm$ 1.9	1.0	2.3 $\pm$ 2.6	0.3 $\pm$ 0.6	0.0
Capturas pesca (ind ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	57.4 $\pm$ 47.1	35.2 $\pm$ 41.9	4.02	116.4 $\pm$ 131.4	61.78	36.3 $\pm$ 29.3
Tasa explotación pesca (%)	14.59 $\pm$ 8.63	21.62 $\pm$ 13.31	2.95	53.48 $\pm$ 42.16	31.81	25.72 $\pm$ 33.27
Otras especies	0.43 $\pm$ 0.38	0.43 $\pm$ 0.27	0.24	0.36 $\pm$ 0.21	0.14 $\pm$ 0.06	0.17 $\pm$ 0.16
Otras especies autóctonas	0.67 $\pm$ 0.59	0.62 $\pm$ 0.41	0.34	0.56 $\pm$ 0.38	0.20 $\pm$ 0.07	0.25 $\pm$ 0.24

**Tabla.6.3.4.** Valores medios de las variables hidrológicas en los ríos de la cuenca del Aragón.

	<b>Eska</b>	<b>Salazar</b>	<b>Areta</b>	<b>Irati</b>	<b>Urrobi</b>	<b>Erro</b>
$Q_b$	0.16±0.08	0.05±0.02	0.02±0.01	0.22±0.14	0.11±0.04	0.06±0.03
$Q_{m.max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	27.26±0.94	42.45±12.31	59.88	43.17	23.97	39.74±0.48
$Q_{M esp.max}$ ( $m^3 s^{-1} ha^{-1}$ )	0.002±0.001	0.003±0.001	0.002	0.003±0.001	0.003±0.001	0.003±0.001
NPQB ( $n^\circ$ )	7.4±4.7	5.0±2.3	4.8±1.9	9.3±7.3	6.3±2.2	4.5±2.1
NPQB <sub>CV</sub>	0.57±0.12	0.45±0.04	0.40	0.75±0.12	0.36	0.45±0.09
NPQA ( $n^\circ$ )	13.7±2.7	12.1±2.7	8.3±3.3	10.9±3.7	13.3±2.6	12.1±2.8
NPQA <sub>CV</sub>	0.19±0.01	0.23±0.01	0.40	0.38±0.04	0.20	0.23±0.01
$Q_{7d-min}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	0.41±0.25	0.22±0.19	0.02±0.01	0.63±0.76	0.13±0.06	0.09±0.05
NPQB <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	7.8±5.3	13.7±9.5	13.1±11.7	8.84±07.0	9.4±5.3	17.7±17.2
NPQB <sub>D CV</sub>	0.64±0.08	0.53±0.04	0.89	1.14±0.47	0.58	1.00±0.09
$Q_{7d-max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	18.73±16.87	29.33±25.01	8.12±3.39	25.15±29.64	7.28±4.04	10.65±6.58
NPQA <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	3.8±1.5	4.7±1.8	7.3±3.6	4.8±3.1	4.6±2.3	3.14±2.1
NPQA <sub>D CV</sub>	0.40±0.01	0.40±0.04	0.50	0.57±0.18	0.52	0.60±0.11
$Q_d min$	235.8±73.5	250.9±38.0	250.2±29.3	197.2±109.2	254.8±24.0	262.2±34.3
$Q_{d.min.CV}$	0.26±0.14	0.13±0.08	0.12	0.49±0.16	0.10	0.13±0.01
$Q_{INV} (n^\circ)$	102.5±10.0	89.4±13.7	66.4±11.2	99.9±22.3	85.3±7.1	72.9±12.6
$Q_{INV CV}$	0.09±0.01	0.12±0.01	0.17	0.20±0.06	0.09	0.17±0.06
$Q_{M mar}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	4.25±4.31	5.38±5.78	1.59±1.32	4.45±6.07	1.57±0.89	1.91±1.47
$Q_{M abr}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	4.54±5.35	7.01±7.26	1.40±1.19	5.00±7.47	1.71±1.28	1.96±1.59
$Q_{7d-max.E}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	11.97±10.54	18.36±17.08	4.88±2.82	11.62±13.96	3.80±2.66	5.39±4.32
$Q_{7d-max.E}$	8.28±3.79	13.32±7.77	16.15±9.34	7.91±4.85	5.66±2.98	9.63±5.86
$Q_{10 E}$	6.52±3.24	10.11±5.35	11.11±6.96	6.85±3.69	4.66±1.85	7.72±4.20
NDCA <sub>E</sub> ( $n^\circ$ )	23.38±10.78	23.69±12.65	21.08±14.83	26.0±15.91	25.17±10.79	24.58±12.27
$Q_{M oct}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	2.99±5.12	3.83±6.38	0.76±1.09	3.93±6.79	1.13±1.41	1.35±1.97
$Q_{M nov}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	4.49±4.90	5.45±5.74	1.02±0.87	4.86±8.25	1.68±1.31	1.80±1.35
$Q_{M dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	6.22±7.36	9.50±10.25	2.29±1.37	6.67±10.41	2.27±1.50	2.98±2.33
$Q_{7d-max.oct-dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	16.10±16.62	25.32±24.49	6.77±3.88	21.87±27.96	6.28±4.25	9.09±7.00

No se encontró ninguna correlación significativa entre las variables físico-químicas de calidad del agua estudiadas y el porcentaje que representa la densidad respecto a la capacidad de carga estimada (relación D/CC), para ninguna clase de edad ni para el total de truchas del tramo (Tabla 6.3.5).

**Tabla.6.3.5.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables físico-químicas de calidad del agua, en la cuenca del Río Aragón.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
Oxígeno disuelto	0.12 n.s.	0.17 n.s.	0.34 n.s.	0.14 n.s.
pH	-0.22 n.s.	-0.14 n.s.	0.04 n.s.	-0.21 n.s.
Materias en	-0.22 n.s.	-0.31 n.s.	-0.10 n.s.	-0.27 n.s.
DBO <sub>5</sub>	0.32 n.s.	-0.01 n.s.	-0.21 n.s.	0.17 n.s.
Fósforo total	-0.13 n.s.	-0.07 n.s.	0.12 n.s.	-0.10 n.s.
Nitritos	0.19 n.s.	0.15 n.s.	0.08 n.s.	-0.15 n.s.
Amonio total	-0.33 n.s.	-0.32 n.s.	-0.23 n.s.	-0.38 n.s.
Zinc total	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.
Cobre soluble	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.
Fosfatos	-0.08 n.s.	0.11 n.s.	0.29 n.s.	0.01 n.s.
Coliformes totales	0.31 n.s.	0.29 n.s.	0.11 n.s.	0.33 n.s.

En la Tabla 6.3.6 aparecen los resultados obtenidos al analizar las variables de temperatura del agua. La relación D/CC total del tramo aparece correlacionada significativamente ( $p < 0.05$ ) con seis variables de temperatura del agua (temperatura media, mediana de la temperatura, temperatura máxima, máxima temperatura media durante tres, siete y treinta días consecutivos), siendo las variables de temperatura media y mediana anual las que muestran una correlación muy significativa ( $p < 0.01$ ). La relación D/CC muestra una relación negativa con todas las variables citadas, por lo que al aumentar las temperaturas medias, medianas y máximas, disminuye el porcentaje de capacidad de carga representado por la densidad total del tramo. De este modo, en la cuenca del Aragón, las altas temperaturas que se producen en verano van a condicionar la densidad del tramo en algunas localidades, principalmente en las que se encuentran en los tramos bajos o en el límite inferior de su distribución. La relación D/CC de las truchas 0+ aparece correlacionada negativa y significativamente ( $p < 0.05$ ) con las mismas seis variables que en el caso anterior, siendo la mediana de la temperatura anual la que muestra una mayor significación ( $p < 0.01$ ). En las truchas 1+ y mayores existen un número menor de variables de temperatura correlacionadas con la relación D/CC. Así, dicha relación sólo aparece correlacionada de forma negativa y significativa ( $p < 0.05$ ) con la temperatura media y mediana en las truchas superiores a 1+, y con dichas variables y la máxima temperatura media durante siete y treinta días consecutivos en las truchas 1+.

**Tabla.6.3.6.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p<0.05$ , \*\* $p<0.01$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables de temperatura del agua, en la cuenca del Río Aragón.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
T <sub>M</sub>	-0.64 **	-0.57 **	-0.49 *	-0.61 **
T <sub>m</sub>	-0.65 **	-0.55 *	-0.49 *	-0.62 **
T <sub>max</sub>	-0.50 *	-0.31 n.s.	-0.25 n.s.	-0.47 *
T <sub>3d-max</sub>	-0.51 *	-0.40 n.s.	-0.37 n.s.	-0.49 *
T <sub>7d-max</sub>	-0.54 *	-0.47 *	-0.42 n.s.	-0.53 *
T <sub>30d-max</sub>	-0.55 *	-0.47 *	-0.39 n.s.	-0.54 *
T <sub>min</sub>	-0.35 n.s.	-0.41 n.s.	-0.29 n.s.	-0.35 n.s.
T <sub>3d-min</sub>	-0.37 n.s.	-0.38 n.s.	-0.25 n.s.	-0.34 n.s.
T <sub>7d-min</sub>	-0.35 n.s.	-0.39 n.s.	-0.17 n.s.	-0.30 n.s.
T <sub>30d-min</sub>	-0.27 n.s.	-0.28 n.s.	-0.08 n.s.	-0.21 n.s.

En la Tabla 6.3.7 se muestran los resultados obtenidos tras realizar el análisis de correlaciones simples con las variables de alteración. La relación D/CC total del tramo está correlacionada de forma negativa y significativa con el índice de abundancia de especies acompañantes totales y autóctonas ( $p<0.01$ ), el número de presas existentes aguas arriba del tramo estudiado y el número de éstas que resultan infranqueables para los peces ( $p<0.001$ ). De este modo, al aumentar tanto el número de presas totales como el número de presas infranqueables aguas arriba del tramo, el porcentaje que representa la densidad total del tramo frente a la capacidad de carga estimada disminuye. En el caso del índice de especies acompañantes (totales y autóctonas), la correlación negativa y significativa encontrada con la relación D/CC, refleja de forma indirecta la presencia en el tramo de unas condiciones ambientales menos apropiadas para los salmónidos. De hecho, las localidades que presentan un índice mayor son las que se encuentran en los tramos situados al límite de la distribución natural de las truchas en la cuenca del Aragón, ya que el aumento del índice coincide con elevadas abundancias de otras especies, especialmente de ciprínidos.

El análisis de la relación de las variables de alteración del sistema fluvial con la relación D/CC por clases de edad proporcionó resultados similares a los observados cuando se estudió la relación para el total de truchas del tramo. En todos los casos, la relación D/CC aparece correlacionada de manera negativa y significativa ( $p<0.05$ ) con las cuatro variables mencionadas (ver Tabla 6.3.7).

**Tabla.6.3.7.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \*\*p<0.01, \*\*\*p<0.001) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables de alteración, en la cuenca del Río Aragón.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
Urbano <sub>L</sub>	-0.25 n.s.	0.94 n.s.	0.11 n.s.	0.17 n.s.
Agrícola <sub>L</sub>	-0.10 n.s.	-0.22 n.s.	-0.14 n.s.	-0.11 n.s.
Urbano <sub>R</sub>	-0.02 n.s.	-0.14 n.s.	-0.28 n.s.	-0.12 n.s.
Agrícola <sub>R</sub>	-0.01 n.s.	0.04 n.s.	-0.04 n.s.	0.04 n.s.
Urbano <sub>S</sub>	0.07 n.s.	0.13 n.s.	0.04 n.s.	0.09 n.s.
Agrícola <sub>S</sub>	0.05 n.s.	0.01 n.s.	0.01 n.s.	0.05 n.s.
Canteras	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.
Minas	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.	0.00 n.s.
Naves	-0.02 n.s.	-0.10 n.s.	-0.20 n.s.	-0.08 n.s.
Tramo alterado	-0.30 n.s.	-0.39 n.s.	-0.13 n.s.	-0.31 n.s.
Presas	-0.82 ***	-0.90 ***	-0.82 ***	-0.88 ***
Presas infranqueables	-0.79 ***	-0.83 ***	-0.67 **	-0.80 ***
Capturas pesca	0.39 n.s.	0.50 n.s.	0.48 n.s.	0.47 n.s.
Tasa explotación pesca	0.20 n.s.	0.14 n.s.	0.14 n.s.	0.17 n.s.
Otras especies	-0.67 **	-0.60 **	-0.62 **	-0.67 **
Otras especies autóctonas	-0.64 **	-0.57 **	-0.62 **	-0.67 **

En la Tabla 6.3.8 se muestra los resultados obtenidos en el análisis de la relación D/CC con las variables hidrológicas. La relación D/CC total del tramo aparece correlacionada significativamente ( $p < 0.05$ ) y de forma negativa con las variables hidrológicas que miden caudales extremos, tanto las que miden dichos caudales a lo largo del año hidrológico ( $Q_{m \max}$ ,  $Q_{7d-\max}$ ,  $Q_{7d-\min}$ ) como las que lo hacen en los periodos críticos, durante la emergencia ( $Q_{7d-\max.E}$ ,  $Q'_{7d-\max.E}$ ,  $Q_{10.E}$ ) y durante el periodo de reproducción ( $Q_{7d-\max.oct-dic}$ ). También se encuentra correlacionada de forma significativa y negativa con los caudales medios mensuales durante los periodos críticos ( $Q_{M.mar}$ ,  $Q_{M.abr}$ ,  $Q_{M.oct}$ ,  $Q_{M.nov}$  y  $Q_{M.dic}$ ). Esto refleja la importancia que tienen los caudales circulantes, en especial los caudales extremos, sobre el reclutamiento que afecta finalmente a la capacidad de carga total del tramo.

La relación D/CC de las truchas 0+ muestra una correlación negativa y significativa ( $p < 0.05$ ) con las mismas variables encontradas para la totalidad de truchas, incluyendo en este caso una nueva variable relacionada con la frecuencia de caudales elevados durante el periodo de emergencia ( $NDCA_E$ ). Esto se debe a la profunda relación existente entre los caudales extremos y el reclutamiento. En las clases de edad 1+ y mayores aparecen correlacionadas también de forma significativa ( $p < 0.05$ ) con las mismas variables, con la diferencia de que la relación D/CC para las truchas mayores de 1+ no muestra una relación significativa con las variables  $Q_{m \max}$ ,  $Q'_{7d-\max.E}$  y  $Q_{10.E}$ .

**Tabla 6.3.8.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables hidrológicas, en la cuenca del Río Aragón.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
$Q_b$	0.36 n.s.	0.20 n.s.	0.20 n.s.	0.33 n.s.
$Q_{m.max}$	-0.59 **	-0.51 *	-0.36 n.s.	-0.56 *
$Q_{M esp.max}$	-0.13 n.s.	-0.06 n.s.	-0.11 n.s.	-0.09 n.s.
NPQB	0.19 n.s.	0.03 n.s.	0.09 n.s.	0.16 n.s.
NPQB <sub>CV</sub>	0.25 n.s.	0.08 n.s.	0.07 n.s.	0.19 n.s.
NPQA	0.44 n.s.	0.27 n.s.	0.07 n.s.	0.37 n.s.
NPQA <sub>CV</sub>	-0.32 n.s.	-0.25 n.s.	0.08 n.s.	-0.26 n.s.
$Q_{7d-min}$	-0.61 **	-0.59 **	-0.56 *	-0.61 **
NPQB <sub>D</sub>	-0.16 n.s.	-0.04 n.s.	0.01 n.s.	-0.13 n.s.
NPQB <sub>D CV</sub>	0.34 n.s.	0.36 n.s.	0.17 n.s.	0.36 n.s.
$Q_{7d-max}$	-0.83 ***	-0.90 ***	-0.84 ***	-0.88 ***
NPQA <sub>D</sub>	-0.01 n.s.	0.23 n.s.	0.08 n.s.	0.10 n.s.
NPQA <sub>D,CV</sub>	0.35 n.s.	0.40 n.s.	0.17 n.s.	0.40 n.s.
$Q_{d min}$	-0.21 n.s.	-0.09 n.s.	-0.01 n.s.	-0.18 n.s.
$Q_{d.min.CV}$	-0.32 n.s.	0.18 n.s.	0.14 n.s.	0.29 n.s.
$Q_{INV}$	-0.15 n.s.	-0.32 n.s.	0.01 n.s.	-0.21 n.s.
$Q_{INV CV}$	-0.14 n.s.	0.11 n.s.	0.07 n.s.	0.14 n.s.
$Q_{M mar}$	-0.77 ***	-0.81 ***	-0.79 ***	-0.82 ***
$Q_{M abr}$	-0.81 ***	-0.87 ***	-0.83 ***	-0.86 ***
$Q_{7d-max.E}$	-0.81 ***	-0.87 ***	-0.85 ***	-0.87 ***
$Q_{7d-max.E}$	-0.56 *	-0.47 *	-0.44 n.s.	-0.56 *
$Q_{10 E}$	-0.53 *	-0.46 *	-0.44 n.s.	-0.54 *
NDCA <sub>E</sub>	-0.47 *	0.29 n.s.	0.38 n.s.	0.42
$Q_{M oct}$	-0.76 ***	-0.81 ***	-0.74 ***	-0.80 ***
$Q_{M nov}$	-0.75 ***	-0.80 ***	-0.76 ***	-0.80 ***
$Q_{M dic}$	-0.82 ***	-0.88 ***	-0.84 ***	-0.88 ***
$Q_{7d-max.oct-dic}$	-0.83 ***	-0.89 ***	-0.83 ***	-0.88 ***

Se efectuó una regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC total del tramo como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionadas como variables independientes. El modelo obtenido explica un 84.7% de la varianza de la relación D/CC e incluye el número de presas aguas arriba del tramo y la mediana de la temperatura anual como variables independientes (Tabla 6.3.9).

**Tabla 6.3.9.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) total del tramo.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC total	Presas	-4.22	0.85	47.16	<0.001
	Temperatura mediana	-7.23			
	Constante	182.71			

Queda patente el impacto que generan las actuaciones humanas sobre el cauce del río, representadas en este caso por el número de presas. Los efectos que produce la presencia de estos obstáculos son numerosos y fueron expuestos con detalle en la introducción del presente capítulo.

Por otro lado, la temperatura del agua juega también un papel esencial en explicar la variación de la relación D/CC. Su influencia es mayor en los ríos Eska, Salazar e Irati, que presentan un gradiente amplio de temperaturas debido a las diferencias en altitud que existen a lo largo de la cuenca, lo que se traduce en varios grados de diferencia en la temperatura del agua entre las zonas de cabecera y los tramos bajos. Este hecho cobra vital importancia en verano, pues en las localidades situadas en los tramos bajos la trucha se encuentra en el límite de su distribución debido a las elevadas temperaturas que se registran en este periodo.

De este modo, la unión de ambos factores provoca que existan varias localidades dentro de la cuenca que están por debajo de capacidad de carga. La localidad que presenta una mayor diferencia entre la capacidad de carga estimada y la densidad presente en el tramo es Salazar en Aspurz (740). También se encuentran por debajo de capacidad de carga las localidades de Salazar en Güesa (720) y Eska en Burgui (130), ambas situadas en las zonas más bajas de las cuencas. En ambos casos, las temperaturas máximas en verano superan los 21 °C, no sólo la máxima absoluta sino también la máxima temperatura media durante tres y siete días consecutivos, hecho que condiciona el normal desarrollo de las truchas. Esta circunstancia se magnifica con el elevado número de presas existentes aguas arriba de dichas localidades, especialmente en Güesa (12 presas). De este modo, la localidad de Güesa presenta un porcentaje de capacidad de carga menor que Burgui, ya que en este tramo, las temperaturas del agua y las alteraciones del cauce existentes en el río Salazar son más limitantes que en el tramo del Eska representado por Burgui.

La otra localidad que se encuentra por debajo de la capacidad de carga estimada es Areta en Ongoz (1010). Este hecho se debe principalmente a las elevadas temperaturas alcanzadas durante el verano. En la época de estiaje, este pequeño río presenta caudales muy bajos, lo que unido a las elevadas temperaturas, hace que se alcancen en verano temperaturas del agua máximas de hasta 25 °C. De hecho, durante el

periodo estudiado de temperaturas, la máxima temperatura media durante treinta días consecutivos fue superior a 20 °C, la más alta de toda la cuenca del Aragón, lo que impide el normal desarrollo de las truchas, como en el caso de las localidades anteriormente comentadas, hecho que propicia que se encuentre ligeramente por debajo de la capacidad de carga estimada.

De igual modo se procedió con todas las clases de edad estudiadas. Se efectuó una regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC de las truchas de edad 0+ del tramo como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionadas con la primera como variables independientes. En este caso, las variables hidrológicas que miden los caudales extremos registrados durante las fases vitales críticas parecen tener la máxima influencia. De hecho, las dos variables incluidas en el modelo, son la máxima media de los caudales durante siete días consecutivos en el periodo de freza (octubre-diciembre) y la variable  $Q'_{7d-max.E}$  (valor máximo de los caudales medios durante siete días consecutivos en el periodo de emergencia, marzo-abril, dividido por la mediana de los caudales diarios), que mide básicamente la potencia con la que aumentan los caudales extremos respecto al caudal medio circulante. El modelo explica un 84.5% de la varianza (Tabla 6.3.10).

**Tabla.6.3.10.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para la clase de edad 0+.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC 0+	$Q_{7d-max.oct-dic}$	-1.44	0.84	46.23	<0.001
	$Q'_{7d-max.E}$	-2.48			
	Constante	124.77			

En las localidades situadas en los tramos bajos de ríos con elevado caudal (Salazar y Eska) se alcanzan en estos meses caudales tan altos que provocan un elevado descenso en la densidad de alevines. También es lógico pensar que existan otros factores que estén provocando un descenso en las densidades tal que lleve a las poblaciones a estar por debajo de la capacidad de carga estimada a partir del hábitat disponible. Así, el resultado cuando se excluyen las variables hidrológicas del análisis es similar al obtenido para la capacidad de carga total del tramo. Las variables incluidas en el modelo son el número de presas existentes aguas arriba del tramo y la máxima temperatura media durante tres días consecutivos del agua, explicando ambas un 83% de la variación de la relación D/CC de las truchas 0+ (Tabla 6.3.11).



**Tabla.6.3.11.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas, sin incluir las variables hidrológicas, y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para la clase de edad 0+.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC 0+	Presas	-4.15	0.83	41.711	<0.001
	T <sub>3d-max</sub>	-3.40			
	Constante	159.61			

Ambos modelos obtenidos para las truchas de edad 0+ tienen una significación y un coeficiente de determinación muy parecidos, por lo que se podría decir que los cuatro factores operan de forma conjunta, ejerciendo similar influencia sobre la densidad de las 0+. Así, el fuerte descenso en la densidad frente a la capacidad de carga estimada en algunas localidades, Burgui (130), Güesa (720), Aspurz (740), se debe a la acción simultánea de las variables antes citadas. En el caso de la localidad de Areta en Ongoz (1010), el descenso en densidad se debe tanto a las fuertes temperaturas estivales, comentado en el apartado anterior, como al brusco aumento de los caudales en marzo y abril, siendo la localidad de la cuenca del río Aragón que presenta los valores más elevados de  $Q'_{7d-max.E}$ . Así, la máxima media de los caudales diarios durante siete días consecutivos resulta ser dieciseis veces superior a los caudales circulantes medios.

Posteriormente, se efectuó el mismo análisis de regresión múltiple por pasos, utilizando la relación D/CC de las truchas 1+ del tramo como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionas con la primera como variables independientes. De nuevo, las variables de mayor significación son el número de presas existentes aguas arriba del tramo y la mediana de las temperaturas diarias del agua y el modelo obtenido explica un 85% de la varianza (Tabla 6.3.12).

**Tabla 6.3.12.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para la clase de edad 1+.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC 1+	Presas	-4.17	0.85	47.83	<0.001
	Temperatura mediana	-5.23			
	Constante	162.89			

El modelo resultante es muy similar al obtenido para la capacidad de carga total del tramo, por lo que las conclusiones comentadas en dicho apartado son válidas para el caso de las truchas de edad 1+.

Por último, se llevó a cabo el mismo proceso para las truchas de edad superior a 1+. El modelo obtenido explica el 75.3% de la varianza de la relación D/CC e incluye de nuevo el número de presas aguas arriba como única variable independiente (Tabla 6.3.13).

**Tabla.6.3.13.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para la clase de edad superior a 1+.

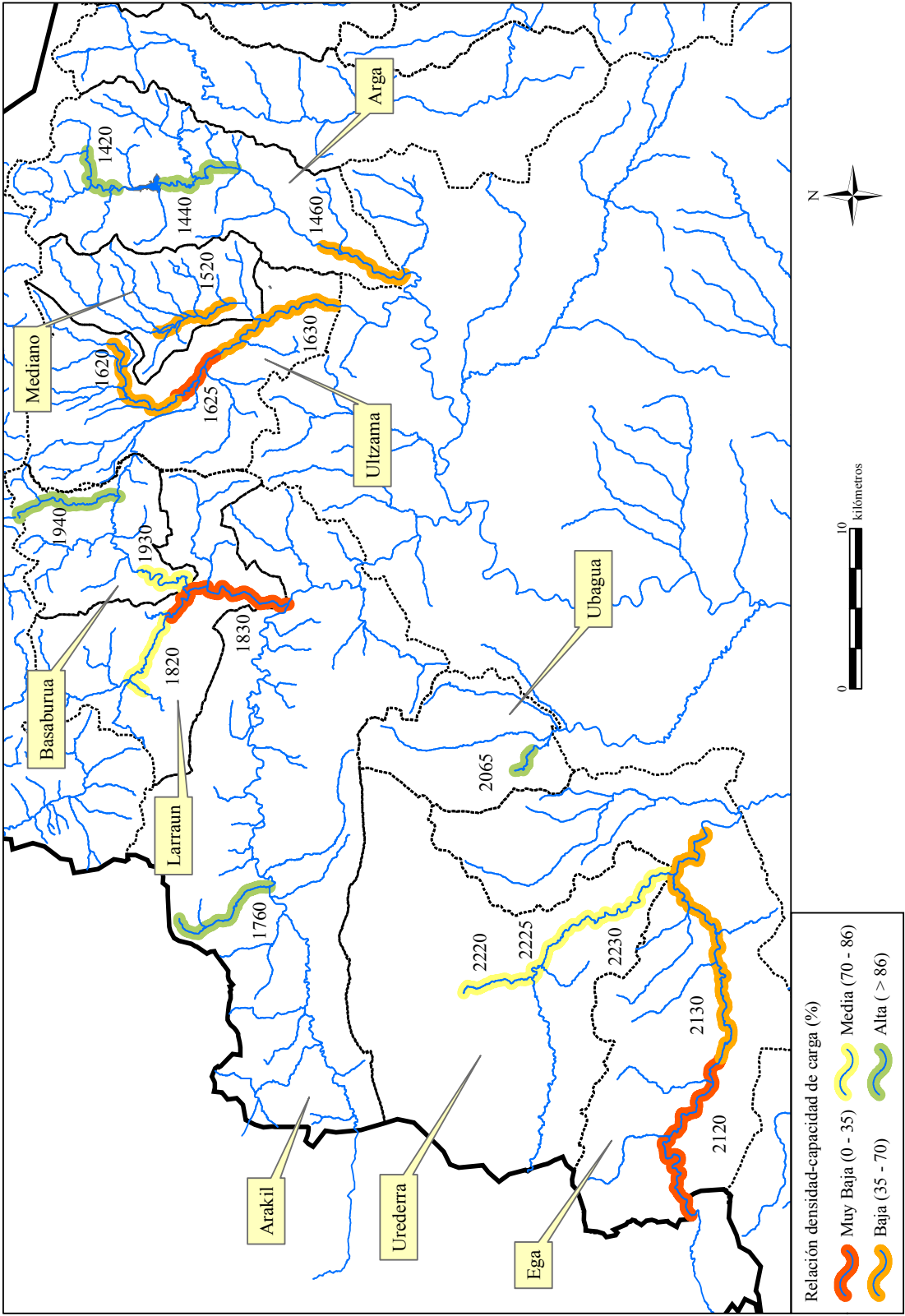
Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC >+1	Presas	-4.01	0.75	24.375	<0.001
	Temperatura mediana	-8.58			
	Constante	189.26			

De nuevo se obtiene un modelo similar a los anteriores. Esto indica que las condiciones ambientales, representadas en este caso por la temperatura de agua, resultan determinantes a la hora de explicar las bajas densidades de truchas en algunos tramos de la cuenca del Aragón.

### **Cuencas de los ríos Arga y Ega**

Las relaciones D/CC totales mostraron valores significativamente distintos entre el conjunto de los ríos y localidades estudiadas (ANOVA,  $F_{17,174}=4.45$ ,  $p<0.001$ ). Las diferencias obtenidas en el contraste de medias a posteriori de las relaciones D/CC (prueba de Tukey,  $p<0.05$ ), reflejan la existencia de cuatro grupos. El primer grupo se caracteriza por presentar relaciones D/CC altas, superiores al 88%, y ésta constituido por las localidades de Quinto Real (1420) y Urtasun (1440) de la cuenca del Arga, el río Lizarrusti (1760) de la cuenca del Arakil, el río Orokieta (1940) de la cuenca del Larraun y el río Ubagua (2065). Todas estas localidades se encuentran en capacidad de carga, presentando un buen estado de conservación. El segundo grupo está conformado por tramos que presentan valores de la relación D/CC total medios, comprendidos entre el 74 y 86%. Este grupo incluye al río Basaburua (1930) y a la localidad de Mugiro (1820) de la cuenca del Larraun, y a las tres localidades estudiadas en la cuenca del río Urederra, Zudaire (2220), Artaza (2225) y Artavia (2230). Se debe reseñar que la densidad media de la localidad del río Basaburua y de la localidad de Artavia se encuentra en el límite del intervalo estimado para la capacidad de carga media, mientras que en el caso de las otras tres localidades, Mugiro, Zudaire y Artaza, la densidad se encuentra ligeramente por debajo de dicho intervalo. Por otro lado, un tercer grupo está constituido por los tramos con relaciones D/CC bajas, comprendidas entre el 41 y 70%, e incluiría a la localidad de Idoi (1460) de la cuenca del Arga, el río Mediano (1520) y las localidades de Iraizotz (1620) y Olave (1630) de la cuenca del Ultzama, y la localidad de Legaria (2130) en la cuenca del Ega. Estas localidades presentan poblaciones de truchas con un mal estado de conservación. Por último, se presenta un cuarto grupo de tramos con relaciones D/CC muy bajas y un estado de las poblaciones muy deficiente, formado por las localidades de Latasa (1625) de la cuenca del Ultzama, Latasa (1830) de la cuenca del Larraun, y de Zúñiga (2120) de la cuenca del Ega.

En la Figura 6.3.2 se representan las relaciones D/CC medias de las localidades estudiadas de las cuencas del Arga y del Ega según los cuatro grupos definidos con anterioridad.



**Figura 6.3.2.** Relación densidad-capacidad de carga total media de las localidades estudiadas de las cuencas del Arga y del Ega durante el periodo 1993-2004

### Influencia de las variables ambientales y de alteración en la relación D/CC

No resultó posible generar un modelo fiable que explique la relación D/CC aplicable a la cuenca del Ega de forma individual, debido a que sólo se dispone de datos de cinco tramos, por lo que la potencia de los análisis estadísticos resulta bastante baja. Por lo tanto, se procedió a unir los datos de las localidades estudiadas en las cuencas de los ríos Arga y Ega. Esta unión está justificada por la proximidad geográfica y por las similares condiciones ambientales y de niveles de alteración de origen antrópico existentes en ambas cuencas. Para verificar si tal procedimiento resulta correcto se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) entre cuencas para las 72 variables estudiadas. Tras llevar a cabo el análisis, se observó que sólo existen diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) en 5 de las 72 variables, cuatro variables hidrológicas ( $Q_{m \max}$ ,  $Q_{7d-\max.E}$ ,  $NPQB_D$  y  $NDCA_E$ ) y una variable de alteración (número de naves agroindustriales existentes en la cuenca de recepción por encima del tramo estudiado). A partir de este resultado se decidió reunir los datos y proceder metodológicamente como en la cuenca del río Aragón.

Seguidamente se exponen en primer lugar (Tablas 6.3.14 a 6.3.21) los valores medios y la desviación típica de las variables que se han utilizado en el estudio de las capacidades de carga, para a continuación comentar los resultados obtenidos en los diversos análisis que se han llevado a cabo.

**Tabla 6.3.14.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables físico-químicas de calidad del agua de los ríos de la cuenca del Arga.

	Arga	Mediano	Ultzama	Arakil	Larraun	Basaburua	Ubagua
Oxígeno disuelto ( $O_2$ , mg l <sup>-1</sup> )	11.60 $\pm$ 46.36	12.20	9.70 $\pm$ 2.43	8.70 $\pm$ 2.94	8.90 $\pm$ 2.96	9.50 $\pm$ 1.29	9.60 $\pm$ 1.17
pH	8.10 $\pm$ 0.25	7.55	7.98 $\pm$ 0.31	8.10 $\pm$ 0.23	8.20 $\pm$ 0.23	7.70 $\pm$ 0.34	8.20 $\pm$ 0.24
Materias en suspensión (mg l <sup>-1</sup> )	6.50 $\pm$ 16.76		5.00 $\pm$ 4.07	83.60 $\pm$ 314.70	2.30 $\pm$ 1.03		3.23 $\pm$ 0.93
DBO <sub>5</sub> ( $O_2$ , mg l <sup>-1</sup> )	1.79 $\pm$ 1.91		2.69 $\pm$ 2.06	2.76 $\pm$ 2.62	2.11 $\pm$ 2.33		2.38 $\pm$ 1.71
Fósforo total (P, mg l <sup>-1</sup> )	0.090 $\pm$ 0.780		0.090 $\pm$ 0.123	0.110 $\pm$ 0.075	0.080 $\pm$ 0.060	0.600 $\pm$ 0.529	0.020 $\pm$ 0.005
Nitritos ( $NO_2^-$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.020 $\pm$ 0.048	0.025	0.050 $\pm$ 0.085	0.120 $\pm$ 0.158	0.030 $\pm$ 0.020	0.010 $\pm$ 0.004	0.012 $\pm$ 0.013
Amonio total ( $NH_4^+$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.180 $\pm$ 0.228	0.000	0.290 $\pm$ 0.247	0.370 $\pm$ 0.461	0.220 $\pm$ 0.512	0.200 $\pm$ 0.035	0.176 $\pm$ 0.089
Zinc total (Zn, mg l <sup>-1</sup> )	0.020 $\pm$ 0.014		0.010 $\pm$ 0.003		0.010		0.020 $\pm$ 0.017
Cobre soluble (Cu, mg l <sup>-1</sup> )	0.015 $\pm$ 0.012		0.009 $\pm$ 0.009	0.015 $\pm$ 0.012	0.012 $\pm$ 0.012		0.004 $\pm$ 0.002
Fosfatos ( $PO_4^{3-}$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.090 $\pm$ 0.106	0.040	0.230 $\pm$ 0.282	0.300 $\pm$ 0.246	0.200 $\pm$ 0.191	1.200 $\pm$ 1.697	0.06 $\pm$ 0.014
Coliformes totales (NPM 100 ml <sup>-1</sup> )	2288.0 $\pm$ 3093.4		19529.3 $\pm$ 24038.6	20208.6 $\pm$ 26849.7	11190.9 $\pm$ 28134.9		307.7 $\pm$ 532.6

**Tabla.6.3.15.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables fisico-químicas de calidad del agua de los ríos de la cuenca del Ega.

	Ega	Urederra
Oxígeno disuelto ( $O_2$ , mg l <sup>-1</sup> )	8.90 $\pm$ 2.46	9.90 $\pm$ 2.67
pH	8.10 $\pm$ 0.24	8.10 $\pm$ 0.27
Materias en suspensión (mg l <sup>-1</sup> )	38.39 $\pm$ 72.29	3.69 $\pm$ 4.11
DBO <sub>5</sub> ( $O_2$ , mg l <sup>-1</sup> )	2.04 $\pm$ 2.64	2.60 $\pm$ 1.57
Fósforo total (P, mg l <sup>-1</sup> )	0.050 $\pm$ 0.061	0.060 $\pm$ 0.057
Nitritos ( $NO_2^-$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.060 $\pm$ 0.038	0.040 $\pm$ 0.035
Amonio total ( $NH_4^+$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.235 $\pm$ 0.237	0.240 $\pm$ 0.258
Zinc total (Zn, mg l <sup>-1</sup> )	0.010	0.010
Cobre soluble (Cu, mg l <sup>-1</sup> )	0.012 $\pm$ 0.012	0.005
Fosfatos ( $PO_4^{3-}$ , mg l <sup>-1</sup> )	0.120 $\pm$ 0.089	0.140 $\pm$ 0.143
Coliformes totales (NPM 100 ml <sup>-1</sup> )	5525.1 $\pm$ 4937.7	786.7 $\pm$ 970.8

**Tabla.6.3.16.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de temperatura del agua de los ríos de la cuenca del Arga (en °C).

	Arga	Mediano	Ultzama	Arakil	Larraun	Basaburua	Ubagua
T <sub>M</sub>	11.59 $\pm$ 0.89	11.78	12.13 $\pm$ 0.41	13.27 $\pm$ 0.34	10.95 $\pm$ 0.06	12.00	10.49
T <sub>m</sub>	12.23 $\pm$ 0.88	12.36	12.62 $\pm$ 0.01	13.86 $\pm$ 0.29	12.22 $\pm$ 1.05	12.45	10.65
T <sub>max</sub>	20.28 $\pm$ 1.07	18.99	19.22 $\pm$ 0.40	20.99 $\pm$ 0.63	13.92 $\pm$ 0.53	18.00	14.38
T <sub>3d-max</sub>	19.77 $\pm$ 1.50	17.66	18.73 $\pm$ 0.31	19.74 $\pm$ 0.25	14.71 $\pm$ 1.99	17.23	13.66
T <sub>7d-max</sub>	19.40 $\pm$ 1.69	17.21	18.07 $\pm$ 0.64	19.31 $\pm$ 0.34	14.59 $\pm$ 1.85	16.92	13.40
T <sub>30d-max</sub>	17.97 $\pm$ 2.12	15.57	16.95 $\pm$ 0.92	17.95 $\pm$ 1.24	14.01 $\pm$ 1.30	16.41	12.59
T <sub>min</sub>	2.43 $\pm$ 2.11	2.03	3.25 $\pm$ 1.65	4.76 $\pm$ 1.18	7.15 $\pm$ 0.10	5.10	4.91
T <sub>3d-min</sub>	2.99 $\pm$ 1.88	7.24	3.89 $\pm$ 1.24	5.31 $\pm$ 0.73	7.56 $\pm$ 0.54	5.28	5.54
T <sub>7d-min</sub>	3.68 $\pm$ 1.66	7.56	4.54 $\pm$ 0.78	5.87 $\pm$ 0.36	7.75 $\pm$ 0.71	5.44	5.63
T <sub>30d-min</sub>	4.88 $\pm$ 1.71	7.79	5.85 $\pm$ 0.26	7.05 $\pm$ 0.14	8.32 $\pm$ 1.15	6.27	6.20

**Tabla.6.3.17.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de temperatura del agua de los ríos de la cuenca del Ega (en °C).

	Ega	Urederra
T <sub>M</sub>	12.71 $\pm$ 0.30	11.53 $\pm$ 0.15
T <sub>m</sub>	13.32 $\pm$ 0.46	12.07 $\pm$ 0.12
T <sub>max</sub>	19.66 $\pm$ 1.19	15.74 $\pm$ 0.24
T <sub>3d-max</sub>	19.11 $\pm$ 0.53	15.12 $\pm$ 0.19
T <sub>7d-max</sub>	18.59 $\pm$ 0.26	14.77 $\pm$ 0.07
T <sub>30d-max</sub>	17.62 $\pm$ 0.16	13.90 $\pm$ 0.13
T <sub>min</sub>	3.66 $\pm$ 0.95	6.41 $\pm$ 0.16
T <sub>3d-min</sub>	4.41 $\pm$ 0.57	6.75 $\pm$ 0.40
T <sub>7d-min</sub>	4.90 $\pm$ 0.86	7.01 $\pm$ 0.66
T <sub>30d-min</sub>	6.29 $\pm$ 0.38	7.71 $\pm$ 0.72

**Tabla 6.3.18.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de alteración de los ríos de la cuenca del Arga.

	Arga	Mediano	Ultzama	Arakil	Larraun	Basaburua	Ubagua
Urbano <sub>L</sub> (%)	5.12 $\pm$ 1.99	3.23	2.57 $\pm$ 1.48	2.66 $\pm$ 3.76	13.41 $\pm$ 1.16	0.72 $\pm$ 0.23	5.58
Agrícola <sub>L</sub> (%)	15.16 $\pm$ 19.83	55.88	59.15 $\pm$ 13.65	26.53 $\pm$ 24.61	25.35 $\pm$ 5.03	15.57 $\pm$ 6.94	13.31
Urbano <sub>R</sub> (%)	2.21 $\pm$ 0.88	1.69	2.19 $\pm$ 0.18	2.95 $\pm$ 4.17	6.91 $\pm$ 1.91	0.94 $\pm$ 0.56	5.58
Agrícola <sub>R</sub> (%)	5.05 $\pm$ 5.75	30.80	40.54 $\pm$ 2.03	22.97 $\pm$ 19.58	28.72 $\pm$ 2.02	20.68 $\pm$ 14.16	13.31
Urbano <sub>S</sub> (%)	1.38 $\pm$ 0.24	0.53	1.66 $\pm$ 0.28	0.00	2.60 $\pm$ 0.72	0.62 $\pm$ 0.11	0.37
Agrícola <sub>S</sub> (%)	2.90 $\pm$ 2.94	17.56	25.44 $\pm$ 2.42	1.41	20.42 $\pm$ 0.80	16.33 $\pm$ 8.00	12.56
Canteras (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.508 $\pm$ 0.321	0.128	0.094 $\pm$ 0.084	0.053 $\pm$ 0.075	0.239 $\pm$ 0.158	0.000	0.000
Minas (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.000	0.000	0.000	0.006 $\pm$ 0.008	0.000 $\pm$ 0.000	0.000	0.000
Naves (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.77 $\pm$ 0.47	0.00	0.13 $\pm$ 0.12	1.74 $\pm$ 2.46	0.79 $\pm$ 0.04	0.45 $\pm$ 0.64	0.00
Tramo alterado (%)	66.67 $\pm$ 57.73	5.56	5.18 $\pm$ 5.01	9.05 $\pm$ 12.79	10.50 $\pm$ 4.31	11.03 $\pm$ 15.60	4.48
Presas (n°)	2.3 $\pm$ 1.5	2.0	10.0 $\pm$ 6.2	21.5 $\pm$ 29.00	8.0 $\pm$ 5.7	3.5 $\pm$ 3.5	1.0
Presas infranqueables (n°)	1.0 $\pm$ 1.0	0.0	3.0 $\pm$ 1.7	12.0 $\pm$ 15.6	3.5 $\pm$ 3.5	2.0 $\pm$ 2.8	1.0
Capturas pesca (ind ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	68.2 $\pm$ 36.1	425.29	20.4 $\pm$ 13.1	25.4 $\pm$ 28.6	53.6 $\pm$ 42.2	21.3	
Tasa explotación pesca (%)	25.34 $\pm$ 20.48	100.00	34.98 $\pm$ 43.04	22.66 $\pm$ 4.95	23.42 $\pm$ 6.93	19.42	
Otras especies	0.24 $\pm$ 0.34	0.32	0.52 $\pm$ 0.15	0.62 $\pm$ 0.52	0.40 $\pm$ 0.24	0.27 $\pm$ 0.32	0.09
Otras especies autóctonas	0.35 $\pm$ 0.49	0.49	0.70 $\pm$ 0.16	0.83 $\pm$ 0.64	0.46 $\pm$ 0.39	0.32 $\pm$ 0.36	0.13

**Tabla 6.3.19.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables de alteración de los ríos de la cuenca del Ega.

	Ega	Urederra
Urbano <sub>L</sub> (%)	4.61 $\pm$ 4.51	1.47 $\pm$ 1.94
Agrícola <sub>L</sub> (%)	41.37 $\pm$ 20.24	20.14 $\pm$ 12.35
Urbano <sub>R</sub> (%)	2.53 $\pm$ 1.58	0.52 $\pm$ 0.61
Agrícola <sub>R</sub> (%)	30.15 $\pm$ 4.36	14.55 $\pm$ 7.74
Urbano <sub>S</sub> (%)	1.12 $\pm$ 0.36	0.27 $\pm$ 0.21
Agrícola <sub>S</sub> (%)	25.22 $\pm$ 4.24	5.32 $\pm$ 4.03
Canteras (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.012 $\pm$ 0.017	0.036 $\pm$ 0.035
Minas (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	0.006 $\pm$ 0.008	0.000
Naves (n° 1000 ha <sup>-1</sup> )	2.84 $\pm$ 0.94	1.61 $\pm$ 1.41
Tramo alterado (%)	20.29 $\pm$ 2.28	65.96 $\pm$ 50.41
Presas (n°)	9.0 $\pm$ 2.8	4.0 $\pm$ 2.0
Presas infranqueables (n°)	2.0 $\pm$ 1.4	1.0 $\pm$ 0.0
Capturas pesca (ind ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	20.25 $\pm$ 17.97	72.51 $\pm$ 81.80
Tasa explotación pesca (%)	13.06 $\pm$ 6.77	15.27 $\pm$ 9.94
Otras especies	0.56 $\pm$ 0.05	0.16 $\pm$ 0.11
Otras especies autóctonas	0.72 $\pm$ 0.01	0.19 $\pm$ 0.19

**Tabla 6.3.20.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables hidrológicas de los ríos de la cuenca del Arga.

	Arga	Mediano	Ultzama	Arakil	Larraun	Basaburua	Ubagua
$Q_b$	0.19 $\pm$ 0.10	0.06 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.02	0.04 $\pm$ 0.01	0.08 $\pm$ 0.05	0.08 $\pm$ 0.04	0.07 $\pm$ 0.07
$Q_{m,max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	28.67 $\pm$ 6.78	36.33	36.33	44.40 $\pm$ 0.76	39.83 $\pm$ 3.34	19.85	54.50
$Q_{M esp,max}$ ( $m^3 s^{-1} ha^{-1}$ )	0.002 $\pm$ 0.001	0.018	0.013 $\pm$ 0.007	0.003 $\pm$ 0.002	0.005 $\pm$ 0.001	0.005 $\pm$ 0.003	0.013
NPQB ( $n^\circ$ )	5.9 $\pm$ 4.3	3.9 $\pm$ 1.9	3.9 $\pm$ 1.8	6.0 $\pm$ 3.1	5.8 $\pm$ 3.0	3.7 $\pm$ 2.6	2.5 $\pm$ 2.1
NPQB <sub>CV</sub>	0.73 $\pm$ 0.05	0.49	0.49	0.45 $\pm$ 0.09	0.52 $\pm$ 0.06	0.72	0.83
NPQA ( $n^\circ$ )	9.3 $\pm$ 3.4	11.7 $\pm$ 2.2	11.7 $\pm$ 2.1	13.3 $\pm$ 2.9	18.2 $\pm$ 4.0	11.0 $\pm$ 2.9	8.4 $\pm$ 2.5
NPQA <sub>CV</sub>	0.36 $\pm$ 0.02	0.19 $\pm$ 0.00	0.19	0.25 $\pm$ 0.04	0.20 $\pm$ 0.02	0.27	0.29
$Q_{7d-min}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	0.37 $\pm$ 0.21	0.09 $\pm$ 0.04	0.19 $\pm$ 0.12	0.47 $\pm$ 0.67	0.38 $\pm$ 0.23	0.13 $\pm$ 0.12	0.09 $\pm$ 0.03
NPQB <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	8.0 $\pm$ 7.2	25.1 $\pm$ 20.0	25.1 $\pm$ 19.2	10.7 $\pm$ 9.5	14.8 $\pm$ 17.6	22.6 $\pm$ 21.5	37.3 $\pm$ 46.4
NPQB <sub>D CV</sub>	0.95 $\pm$ 0.31	0.80	0.80	0.77 $\pm$ 0.16	1.13 $\pm$ 0.19	0.93	1.24
$Q_{7d-max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	11.74 $\pm$ 8.8	13.61 $\pm$ 7.72	31.01 $\pm$ 21.90	71.08 $\pm$ 98.86	37.72 $\pm$ 25.34	9.31 $\pm$ 5.88	13.73 $\pm$ 5.53
NPQA <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	5.5 $\pm$ 4.8	4.1 $\pm$ 2.3	4.1 $\pm$ 2.2	3.8 $\pm$ 1.3	3.2 $\pm$ 1.2	4.5 $\pm$ 2.4	6.8 $\pm$ 4.8
NPQA <sub>D CV</sub>	0.91 $\pm$ 0.40	0.56	0.56	0.34 $\pm$ 0.01	0.37 $\pm$ 0.06	0.54	0.71
$Q_{d min}$	214.6 $\pm$ 72.8	241.3 $\pm$ 16.8	241.3 $\pm$ 16.2	236.0 $\pm$ 54.7	244.9 $\pm$ 65.7	237.1 $\pm$ 61.9	258.1 $\pm$ 28.8
$Q_{d,min.CV}$	0.34 $\pm$ 0.06	0.07	0.07	0.16 $\pm$ 0.10	0.26 $\pm$ 0.15	0.27	0.11
$Q_{INV} (n^\circ)$	80.8 $\pm$ 23.3	54.3 $\pm$ 8.6	54.3 $\pm$ 8.3	93.3 $\pm$ 10.7	94.2 $\pm$ 14.7	61.3 $\pm$ 14.7	48.6 $\pm$ 14.8
$Q_{INV CV}$	0.19 $\pm$ 0.08	0.16	0.16	0.11 $\pm$ 0.01	0.12 $\pm$ 0.05	0.25	0.30
$Q_{M mar}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	2.87 $\pm$ 2.20	1.65 $\pm$ 1.15	3.77 $\pm$ 3.09	11.75 $\pm$ 16.30	5.98 $\pm$ 4.33	2.07 $\pm$ 1.36	3.00 $\pm$ 2.50
$Q_{M abr}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	2.58 $\pm$ 2.59	2.21 $\pm$ 1.82	5.02 $\pm$ 4.71	11.60 $\pm$ 16.15	6.61 $\pm$ 5.68	2.16 $\pm$ 1.85	1.89 $\pm$ 1.90
$Q_{7d-max.E}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	6.56 $\pm$ 5.58	6.24 $\pm$ 4.37	14.21 $\pm$ 11.70	31.50 $\pm$ 43.81	16.56 $\pm$ 13.03	5.40 $\pm$ 4.22	7.56 $\pm$ 4.69
$Q_{7d-max.E}$	8.24 $\pm$ 4.64	9.90 $\pm$ 6.94	9.90 $\pm$ 6.67	8.40 $\pm$ 2.94	7.80 $\pm$ 3.87	7.05 $\pm$ 3.99	24.66 $\pm$ 12.14
$Q_{10 E}$	6.76 $\pm$ 3.05	7.19 $\pm$ 5.56	7.19 $\pm$ 5.34	3.05 $\pm$ 1.28	6.07 $\pm$ 3.14	5.56 $\pm$ 4.23	20.79 $\pm$ 10.55
NDCA <sub>E</sub> ( $n^\circ$ )	21.38 $\pm$ 11.40	20.89 $\pm$ 13.22	20.89 $\pm$ 12.70	15.50 $\pm$ 7.81	23.96 $\pm$ 11.33	19.75 $\pm$ 11.32	21.89 $\pm$ 12.16
$Q_{M oct}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	1.80 $\pm$ 2.57	1.46 $\pm$ 2.11	3.32 $\pm$ 5.14	8.62 $\pm$ 12.00	5.42 $\pm$ 6.38	1.24 $\pm$ 1.62	1.77 $\pm$ 2.64
$Q_{M nov}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	2.58 $\pm$ 2.54	2.19 $\pm$ 1.40	4.99 $\pm$ 3.84	12.20 $\pm$ 16.99	7.43 $\pm$ 5.46	1.92 $\pm$ 1.66	2.84 $\pm$ 2.16
$Q_{M dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	4.25 $\pm$ 3.53	3.32 $\pm$ 1.92	7.55 $\pm$ 5.41	20.07 $\pm$ 27.91	10.49 $\pm$ 8.27	2.94 $\pm$ 2.06	4.95 $\pm$ 3.75
$Q_{7d-max.oct-dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	9.68 $\pm$ 9.14	10.66 $\pm$ 6.75	24.28 $\pm$ 18.54	63.84 $\pm$ 88.78	33.97 $\pm$ 26.49	7.88 $\pm$ 6.28	11.51 $\pm$ 4.80



**Tabla.6.3.21.** Media ( $\pm$  desviación típica) de las variables hidrológicas de los ríos de la cuenca del Ega.

	<b>Ega</b>	<b>Urederra</b>
$Q_b$	0.10 $\pm$ 0.06	0.11 $\pm$ 0.03
$Q_{m,max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	15.55 $\pm$ 2.68	16.84 $\pm$ 0.00
$Q_{M esp,max}$ ( $m^3 s^{-1} ha^{-1}$ )	0.02 $\pm$ 0.001	0.002 $\pm$ 0.000
NPQB ( $n^\circ$ )	3.75 $\pm$ 2.05	3.33 $\pm$ 1.12
NPQB <sub>CV</sub>	0.55 $\pm$ 0.13	0.35 $\pm$ 0.00
NPQA ( $n^\circ$ )	6.83 $\pm$ 2.30	10.58 $\pm$ 2.36
NPQA <sub>CV</sub>	0.33 $\pm$ 0.03	0.23 $\pm$ 0.00
$Q_{7d-min}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	0.50 $\pm$ 0.41	0.38 $\pm$ 0.15
NPQB <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	14.61 $\pm$ 17.21	16.04 $\pm$ 18.63
NPQB <sub>D CV</sub>	1.20 $\pm$ 0.07	0.74 $\pm$ 0.00
$Q_{7d-max}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	27.59 $\pm$ 15.28	21.72 $\pm$ 13.33
NPQA <sub>D</sub> ( $n^\circ$ días)	5.50 $\pm$ 4.20	4.88 $\pm$ 2.20
NPQA <sub>D, CV</sub>	0.77 $\pm$ 0.06	0.47 $\pm$ 0.00
$Q_d min$	248.42 $\pm$ 21.79	254.83 $\pm$ 71.33
$Q_{d,min, CV}$	0.09 $\pm$ 0.03	0.29 $\pm$ 0.00
$Q_{INV}$ ( $n^\circ$ )	82.92 $\pm$ 11.51	67.92 $\pm$ 8.79
$Q_{INV CV}$	0.14 $\pm$ 0.01	0.13 $\pm$ 0.00
$Q_{M mar}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	7.81 $\pm$ 3.70	5.11 $\pm$ 2.55
$Q_{M abr}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	6.41 $\pm$ 2.56	4.23 $\pm$ 1.74
$Q_{7d-max,E}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	13.69 $\pm$ 6.82	10.306 $\pm$ 5.31
$Q_{7d-max,E}$	4.31 $\pm$ 2.26	5.06 $\pm$ 2.50
$Q_{10 E}$	3.48 $\pm$ 1.37	4.28 $\pm$ 1.88
NDCA <sub>E</sub> ( $n^\circ$ )	25.79 $\pm$ 16.76	24.25 $\pm$ 13.89
$Q_{M oct}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	2.24 $\pm$ 3.21	2.31 $\pm$ 2.45
$Q_{M nov}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	3.84 $\pm$ 2.76	4.02 $\pm$ 2.01
$Q_{M dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	8.53 $\pm$ 5.31	6.91 $\pm$ 3.51
$Q_{7d-max,oct-dic}$ ( $m^3 s^{-1}$ )	20.27 $\pm$ 13.10	17.47 $\pm$ 11.16

La relación D/CC total del tramo aparece correlacionada negativa y significativamente ( $p<0.05$ ) con tres de las variables físico-químicas de calidad del agua, concentración de nitritos y de amonio, y coliformes totales (Tabla 6.3.22), por lo que al aumentar la concentración de dichos parámetros disminuye la relación entre la densidad y la capacidad de carga estimada. La relación D/CC de las truchas 0+ aparece también correlacionada negativa y significativamente ( $p<0.05$ ) con las tres variables anteriores. En las truchas 1+ se encuentra correlacionada negativa y significativamente ( $p<0.05$ ) con la concentración de nitritos y de amonio, y no se encuentra correlacionada con la concentración de coliformes. En cambio, la relación D/CC para las truchas de edad superior a 1+ se encuentra correlacionada significativamente ( $p<0.05$ ) sólo con la concentración de nitritos.

**Tabla.6.3.22.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p<0.05$ , \*\* $p<0.01$ , \*\*\* $p<0.001$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables físico-químicas de calidad del agua, en las cuencas de los ríos Arga y Ega.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
Oxígeno disuelto	0.13 n.s.	0.19 n.s.	-0.01 n.s.	0.14 n.s.
pH	-0.15 n.s.	-0.30 n.s.	-0.22 n.s.	-0.19 n.s.
Materias en suspensión	-0.03 n.s.	-0.03 n.s.	0.15 n.s.	-0.02 n.s.
DBO <sub>5</sub>	-0.41 n.s.	-0.35 n.s.	-0.28 n.s.	-0.37 n.s.
Fósforo total	-0.01 n.s.	0.11 n.s.	0.15 n.s.	0.04 n.s.
Nitritos	-0.69 **	-0.74 ***	-0.68 **	-0.63 **
Amonio total	-0.45 *	-0.56 *	-0.39 n.s.	-0.50 *
Zinc total	0.26 n.s.	0.22 n.s.	0.10 n.s.	0.33 n.s.
Cobre soluble	-0.17 n.s.	-0.05 n.s.	0.25 n.s.	-0.09 n.s.
Fosfatos	-0.02 n.s.	0.11 n.s.	0.15 n.s.	0.04 n.s.
Coliformes totales	-0.68 **	-0.49 n.s.	-0.46 n.s.	-0.64 *

La relación D/CC total del tramo resultó estar correlacionada significativamente y de forma negativa ( $p<0.05$ ) con la temperatura media y mediana (Tabla 6.3.23). En las truchas 0+ y 1+ existe idéntica relación con las variables de temperatura, apareciendo correlacionada negativa y significativamente ( $p<0.05$ ) con las mismas dos variables que en el caso anterior. Finalmente, en las truchas de edad superior a 1+ se encuentra correlacionada negativa y significativamente ( $p<0.05$ ) únicamente con la mediana de la temperatura.

**Tabla 6.3.23.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p<0.05$ , \*\* $p<0.01$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables de temperatura del agua, en las cuencas de los ríos Arga y Ega.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
T <sub>M</sub>	-0.48 *	-0.51 *	-0.11 n.s.	-0.24 *
T <sub>m</sub>	-0.61 **	-0.63 **	-0.45 *	-0.62 **
T <sub>max</sub>	-0.10 n.s.	0.03 n.s.	0.01 n.s.	-0.07 n.s.
T <sub>3d-max</sub>	-0.23 n.s.	-0.11 n.s.	-0.12 n.s.	-0.21 n.s.
T <sub>7d-max</sub>	-0.20 n.s.	-0.12 n.s.	-0.10 n.s.	-0.18 n.s.
T <sub>30d-max</sub>	-0.20 n.s.	-0.16 n.s.	-0.07 n.s.	-0.21 n.s.
T <sub>min</sub>	0.06 n.s.	-0.26 n.s.	-0.02 n.s.	-0.03 n.s.
T <sub>3d-min</sub>	-0.04 n.s.	-0.25 n.s.	-0.22 n.s.	-0.11 n.s.
T <sub>7d-min</sub>	-0.05 n.s.	-0.22 n.s.	-0.22 n.s.	-0.10 n.s.
T <sub>30d-min</sub>	-0.15 n.s.	-0.26 n.s.	-0.28 n.s.	-0.17 n.s.

La variable que mide la relación D/CC total del tramo está correlacionada de forma significativa ( $p < 0.05$ ) con siete variables, entre ellas se encuentran las cuatro variables que estuvieron también relacionadas en la cuenca del Aragón, índice de abundancia de especies acompañantes totales y autóctonas, número total de presas existentes aguas arriba del tramo estudiado y número de presas infranqueables para los peces. Aparte de estas variables, aparecen también con una correlación negativa y significativa las tres variables que cuantifican el porcentaje de suelo agrícola medido a diferentes escalas espaciales y, dentro de ellas, las variables que cuantifican los usos a una escala espacial mayor muestran una mayor significación ( $p < 0.001$ ). Ello indica que la relación D/CC total del tramo disminuye al aumentar el porcentaje de uso agrícola tanto en la zona de influencia del río como en toda la cuenca vertiente (Tabla 6.3.24). Cuando se realiza el test para comparar las variables con la relación D/CC de las truchas 0+, el resultado es el mismo, pues aparece correlacionada significativamente y de forma negativa con las siete variables anteriores ( $p < 0.05$ ). Se observan resultados similares cuando se compara la relación D/CC de las 1+, salvo en el caso de la variable que cuantifica la proporción de uso agrícola medida a escala local que no muestra una correlación significativa. La relación D/CC de las truchas de edad superior a 1+ muestra una correlación negativa y significativa ( $p < 0.05$ ) con el porcentaje de suelo agrícola medido a escala de toda la red fluvial y a escala de la subcuenca, el número de presas totales y el número de presas infranqueables existentes aguas arriba del tramo estudiado, y el índice que mide la abundancia de especies acompañantes, totales y autóctonas.

**Tabla 6.3.24.** Coeficientes de correlación ( $r$  de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables de alteración, en las cuencas de los ríos Arga y Ega.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
Urbano <sub>L</sub>	-0.14 n.s.	-0.18 n.s.	-0.11 n.s.	-0.15 n.s.
Agrícola <sub>L</sub>	-0.68 **	-0.23 n.s.	-0.18 n.s.	-0.60 **
Urbano <sub>R</sub>	-0.29 n.s.	-0.24 n.s.	-0.16 n.s.	-0.30 n.s.
Agrícola <sub>R</sub>	-0.81 ***	-0.49 *	-0.61 **	-0.79 ***
Urbano <sub>S</sub>	-0.54 *	-0.41 n.s.	-0.26 n.s.	-0.49 *
Agrícola <sub>S</sub>	-0.79 ***	-0.50 *	-0.55 *	-0.74 ***
Canteras	0.19 n.s.	0.11 n.s.	0.21 n.s.	0.17 n.s.
Minas	-0.13 n.s.	-0.17 n.s.	0.21 n.s.	-0.14 n.s.
Naves	-0.11 n.s.	-0.47 n.s.	0.11 n.s.	-0.18 n.s.
Tramo alterado	0.22 n.s.	0.20 n.s.	0.35 n.s.	0.31 n.s.
Presas	-0.54 *	-0.74 ***	-0.70 **	-0.72 ***
Presas infranqueables	-0.47*	-0.62 **	-0.60 *	-0.60 **
Capturas pesca	0.13 n.s.	0.17 n.s.	-0.19 n.s.	0.10 n.s.
Tasa explotación pesca	-0.10 n.s.	-0.23 n.s.	-0.30 n.s.	-0.25 n.s.
Otras especies	-0.78 ***	-0.71 **	-0.45 *	-0.82 ***
Otras especies autóctonas	-0.79 ***	-0.65 **	-0.45 *	-0.80 ***

Como ocurre en la cuenca del río Aragón, la variable que mide la relación D/CC total del tramo aparece correlacionada significativamente ( $p < 0.05$ ) y de forma negativa con las variables hidrológicas que miden caudales extremos, tanto las que miden dichos caudales a lo largo del año hidrológico ( $Q_{7d-max}$ ) como las que lo hacen en los periodos críticos, durante la emergencia ( $Q_{7d-max.E}$ ) y durante el periodo de reproducción ( $Q_{7d-max.oct-dic}$ ). También se encuentra correlacionada de forma significativa y negativa con los caudales medios mensuales durante estos periodos críticos ( $Q_{M.mar}$ ,  $Q_{M.abr}$ ,  $Q_{M.oct}$ ,  $Q_{M.nov}$  y  $Q_{M.dic}$ ). Finalmente, la relación D/CC está además correlacionada significativamente ( $p < 0.05$ ) y de forma positiva con el caudal base, de modo que al disminuir el caudal base disminuye la relación D/CC (Tabla 6.3.25).

El resultado es el mismo cuando se comparan las distintas variables hidrológicas con la relación D/CC para las truchas de edades 0+ y 1+, estando ambas correlacionadas significativamente ( $p < 0.05$ ) con las mismas variables encontradas en el caso anterior. Por otro lado, es importante resaltar, que a diferencia de lo que ocurre en la cuenca del Aragón, la relación D/CC para las truchas 0+ no se encontró correlacionada con la variable  $Q_{7d-max.E}$  (valor máximo de los caudales medios durante siete días consecutivos en el periodo de emergencia, marzo-abril, dividido por la mediana de los caudales diarios), que mide básicamente la potencia con la que aumentan los caudales extremos respecto al caudal medio circulante, y la cual se encuentra incluida en el modelo generado para esa cuenca y clase de edad. La relación D/CC para las truchas de edad superior a 1+ se encuentra correlacionada significativamente ( $p < 0.05$ ) con las mismas variables detectadas para el resto de clases de edad, a excepción de los caudales medios mensuales de marzo y abril que en este caso no presentan relación.

**Tabla 6.3.25.** Coeficientes de correlación (r de Pearson) y su significación (n.s. = no significativo, \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ ) de las comparaciones entre la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para cada clase de edad y el total de truchas del tramo, y las variables hidrológicas, en las cuencas de los ríos Arga y Ega.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
$Q_b$	0.57 *	0.50 *	0.58 *	0.59 **
$Q_{m.max}$	-0.25 n.s.	-0.11 n.s.	-0.44 n.s.	-0.31 n.s.
$Q_{M esp.max}$	-0.40 n.s.	0.04 n.s.	0.27 n.s.	-0.30 n.s.
NPQB	-0.19 n.s.	-0.21 n.s.	-0.01 n.s.	-0.17 n.s.
NPQB <sub>CV</sub>	0.36 n.s.	0.44 n.s.	0.20 n.s.	0.38 n.s.
NPQA	-0.16 n.s.	-0.07 n.s.	-0.15 n.s.	-0.15 n.s.
NPQA <sub>CV</sub>	0.40 n.s.	0.27 n.s.	0.47 n.s.	0.42 n.s.
$Q_{7d-min}$	-0.17 n.s.	-0.38 n.s.	0.14 n.s.	-0.19 n.s.
NPQB <sub>D</sub>	0.02 n.s.	0.08 n.s.	-0.11 n.s.	0.01 n.s.
NPQB <sub>D CV</sub>	0.01 n.s.	0.07 n.s.	0.07 n.s.	0.07 n.s.

**Tabla 6.3.25.** Continuación.

	Relación D/CC 0+	Relación D/CC 1+	Relación D/CC >1+	Relación D/CC total
Q <sub>7d-max</sub>	-0.64 **	-0.75 ***	-0.73 ***	-0.64 **
NPQA <sub>D</sub>	0.43 n.s.	0.32 n.s.	0.14 n.s.	0.42 n.s.
NPQA <sub>D,CV</sub>	0.04 n.s.	0.11 n.s.	0.21 n.s.	0.19 n.s.
Q <sub>d min</sub>	-0.29 n.s.	-0.38 n.s.	-0.34 n.s.	-0.32 n.s.
Q <sub>d,min,CV</sub>	0.72 **	0.51 *	0.65 **	0.70 **
Q <sub>INV</sub>	-0.21 n.s.	-0.38 n.s.	-0.01 n.s.	-0.23 n.s.
Q <sub>INV CV</sub>	0.45 n.s.	0.51 n.s.	0.22 n.s.	0.42 n.s.
Q <sub>M mar</sub>	-0.44 *	-0.62 **	-0.30 n.s.	-0.52 *
Q <sub>M abr</sub>	-0.53 *	-0.69 **	-0.46 n.s.	-0.61 **
Q <sub>7d-max,E</sub>	-0.55 *	-0.70 **	-0.57 *	-0.63 **
Q <sub>7d-max,E</sub>	-0.02 n.s.	0.09 n.s.	-0.31 n.s.	-0.03 n.s.
Q <sub>10 E</sub>	0.10 n.s.	0.18 n.s.	-0.23 n.s.	0.10 n.s.
NDCA <sub>E</sub>	0.11 n.s.	-0.02 n.s.	-0.01 n.s.	0.12 n.s.
Q <sub>M oct</sub>	-0.59 **	-0.67 **	-0.67 **	-0.67 **
Q <sub>M nov</sub>	-0.60 **	-0.71 **	-0.69 *	-0.69 **
Q <sub>M dic</sub>	-0.60 **	-0.73 ***	-0.70 **	-0.69 **
Q <sub>7d-max,oct-dic</sub>	-0.61 **	-0.72 ***	-0.70 **	-0.70 **

Se efectuó una regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC total del tramo como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionadas con la primera como variables independientes. El modelo obtenido explica un 77% de la varianza de la relación D/CC e incluye el porcentaje de suelo agrícola medido a escala de toda la red fluvial aguas arriba del tramo y la concentración de nitritos (Tabla 6.3.26).

**Tabla 6.3.26.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) total del tramo.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC total	Agrícola <sub>R</sub>	-1.06	0.77	22.82	<0.001
	Nitritos	-370.25			
	Constante	105.67			

La variable que explica en mayor grado el descenso producido en la densidad frente a la capacidad de carga estimada a partir del hábitat es el porcentaje de uso agrícola dentro de la franja ripícola a lo largo de la red fluvial aguas arriba del tramo, siendo las actividades agrarias, tanto agrícolas como ganaderas, las principales fuentes de alteración en los ríos de estas cuencas.

Los tramos que se encuentran por debajo de la capacidad de carga presentan elevados porcentajes de uso agrícola. Así, los ríos más afectados son el Ega, Ultzama, y Larraun con porcentajes de uso agrícola y niveles de contaminantes muy superiores al de resto de ríos de la cuenca del Ebro. Los tramos que se encuentran más degradados y cuya relación D/CC total es menor, son los cuatro pertenecientes a la cuenca del Ultzama, ríos Mediano en Olagüe (1520), y Ultzama en Iraizotz (1620), Latasa (1625) y Olave (1630), el río Larraun en Latasa (1830), y las localidades del río Ega, Zúñiga (2120) y Legaria (2130). Todos estos tramos presentan un alto porcentaje de uso agrícola dentro de la superficie de ribera, medido a escala de toda la red fluvial aguas arriba del tramo, con un valor superior al 27%, siendo el de Ultzama en Latasa el que tiene el valor más elevado de todos los tramos analizados en el presente estudio (superior al 42%). Si se analiza la proporción de la superficie de ribera ocupada por suelo agrícola medido a escala local en los tramos más degradados, los resultados también son concluyentes. Dicha proporción varía entre el 21% del río Larraun en Latasa (1830) y el 75% del río Ultzama en Iraizotz (1620). Todos los tramos evaluados en la cuenca del Ultzama presentan porcentajes superiores al 49%; mientras que el río Arga en Idoi (1460) y Ega en Legaria (2130) presentan valores superiores al 38%.

La segunda variable incluida en el modelo, concentración de nitritos, es una consecuencia directa del elevado uso agrícola y ganadero existente en ambas cuencas. De hecho, las localidades existentes en los ríos Ultzama, Mediano, Larraun y Ega son las que presentan unos porcentajes de uso agrícola más elevados de todos los tramos estudiados en Navarra. Una concentración alta de nitritos es un indicador de contaminación del agua, que puede provocar severas afecciones a los organismos acuáticos. En todas las localidades que se encuentran por debajo de la capacidad de carga, la concentración de nitritos es superior a lo permitido por la Directiva Marco de Aguas. Aunque no está incluida en el modelo la concentración de coliformes totales, la cuál es también un buen indicador de contaminación, se encuentra correlacionada de forma significativa y negativa con la relación D/CC.

Del mismo modo, en las localidades de Ultzama en Olave (1630) y Larraun en Latasa (1830), aparte de las anteriores, existen otras fuentes de alteración como son los altos caudales circulantes durante el periodo de emergencia o el gran número de presas presentes aguas arriba del tramo.

Se efectuó una regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC para las truchas 0+ como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionadas con la primera como variables independientes. El modelo obtenido explica un 83% de la varianza de la relación D/CC e incluye el porcentaje de suelo agrícola medido a escala de toda la red fluvial aguas arriba del tramo y la mediana de las temperaturas medias diarias del agua como variables independientes (Tabla 6.3.27).

**Tabla 6.3.27.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para las truchas de edad 0+ del tramo.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC 0+	Agrícola <sub>R</sub>	-1.30	0.83	33.94	<0.001
	Temperatura mediana	-14.25			
	Constante	267.64			

Al tratar de forma conjunta las cuencas de los ríos Arga y Ega, la relación D/CC de las truchas de edad 0+ está condicionada por los impactos causados por la acción humana, representados por el elevado uso agrícola existente en ambas cuencas, ya que esta última variable explica por sí sola el 75.7% de la varianza. Las condiciones ambientales ejercen también influencia y están representadas en este caso por la mediana de la temperatura anual del agua.

Se efectuó posteriormente una regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC para las truchas 1+ como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionadas con la primera como variables independientes. El modelo obtenido explica un 60% de la varianza de la relación D/CC e incluye el porcentaje de suelo agrícola medido a escala de toda la red fluvial y el número de presas existentes aguas arriba del tramo como variables independientes (Tabla 6.3.28).

**Tabla.6.3.28.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para las truchas de edad 1+ del tramo.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC 1+	Presas	-1.40	0.60	10.56	<0.01
	Agrícola <sub>R</sub>	-0.87			
	Constante	102.19			

De nuevo, el porcentaje de uso agrícola en las zonas circundantes al cauce a lo largo de la red fluvial aguas arriba del tramo se muestra como uno de los factores determinantes de la degradación existente en algunos tramos. En este caso, tiene incluso una mayor importancia la regulación existente en los ríos de ambas cuencas por medio de un gran número de presas, especialmente en los ríos Ultzama, Larraun y Ega. De hecho, los tramos más afectados en este sentido son el de Ultzama en Olave (1630) con 17 presas por encima, Larraun en Latasa (1830) con 12 presas y Ega en Legaria (2130) con 11 presas. Las alteraciones que generan las obras hidráulicas y las actividades agrarias ya han sido comentadas.

A continuación se efectuó la regresión múltiple por pasos utilizando la relación D/CC para las truchas de edad superior a 1+ como variable dependiente y todas las variables estudiadas anteriormente que estuvieran significativamente correlacionas con la primera como variables independientes. El modelo obtenido explica un 62% de la varianza de la relación D/CC e incluye el porcentaje de suelo agrícola medido a escala de toda la red fluvial aguas arriba del tramo y la concentración de nitritos (Tabla 6.3.29).

**Tabla.6.3.29.** Resultados del análisis de regresión múltiple por pasos entre las variables seleccionadas y la relación densidad-capacidad de carga (D/CC) para las truchas de edad superior a 1+.

Variable dependiente	Variables independientes	Coefficiente	R <sup>2</sup>	F	P
Relación D/CC >+1	Nitritos	-370.04	0.62	11.672	<0.01
	Agrícola <sub>R</sub>	-0.88			
	Constante	100.58			

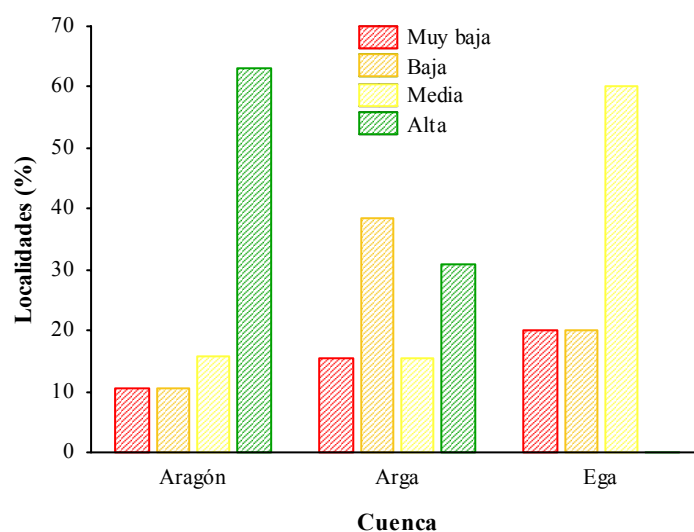
De nuevo aparecen las dos mismas variables que fueron incluidas en el modelo obtenido para la relación D/CC total del tramo. De hecho, la variable que mide el grado de alteración del hábitat de ribera se encuentra incluida en todos los modelos generados para las distintas clases de edad. Una alta concentración de nitritos es indicativa de una contaminación severa del agua del río y, en este caso, consecuencia directa del elevado uso agrícola-ganadero existente en ambas cuencas.

A modo de resumen, comentar que la variable que cuantifica la proporción de la superficie ribereña ocupada por terrenos agrícolas parece ser la más determinante a la hora de explicar la baja relación D/CC existente en muchos de los tramos estudiados en ambas cuencas. También aparecen otras variables en los distintos modelos generados para las diferentes clases de edad que actúan de forma simultánea a la anterior, como son la concentración de nitritos, indicador del nivel de contaminación del agua, el número de presas existentes aguas arriba del tramo. Las condiciones ambientales del tramo, en este caso representadas por la temperatura del agua, también parecen afectar al estado de las poblaciones estudiadas aunque estas últimas, a diferencia de lo que ocurre en la cuenca del Aragón, tienen una influencia menor que los impactos de origen antrópico, ya que sólo aparecen en uno de los modelos elaborados.



### Análisis comparado entre cuencas

Se observó la existencia de diferencias significativas (test de la  $\chi^2$ ,  $p < 0.05$ ) en el estado de conservación de las poblaciones entre las tres grandes cuencas estudiadas, Aragón, Arga y Ega. En la Figura 6.3.3 se observa que los ríos pertenecientes a la cuenca del río Aragón son los que muestran un mejor estado de conservación, ya que la mayor parte de los tramos estudiados (63%) presentan una relación D/CC alta. Los ríos de las cuencas del Arga y del Ega exhiben un peor estado, con más de un 40% de los tramos presentando una relación D/CC baja o muy baja. La cuenca del Ega mostraría una mayor degradación ya que ninguno de los cinco tramos estudiados tiene una relación D/CC alta.

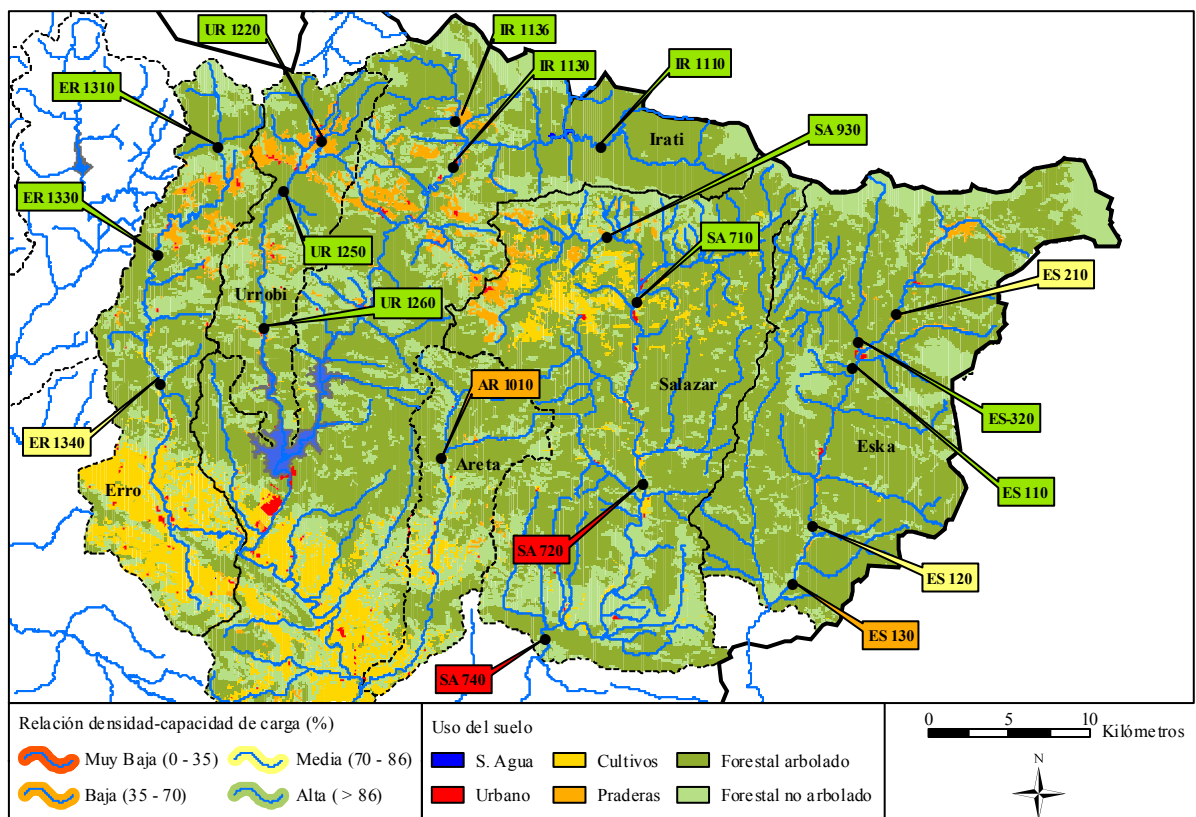


**Figura 6.3.3.** Porcentaje de localidades analizadas que presentan una relación densidad-capacidad de carga alta, media, baja o muy baja, en las cuencas de los ríos Aragón, Arga y Ega.

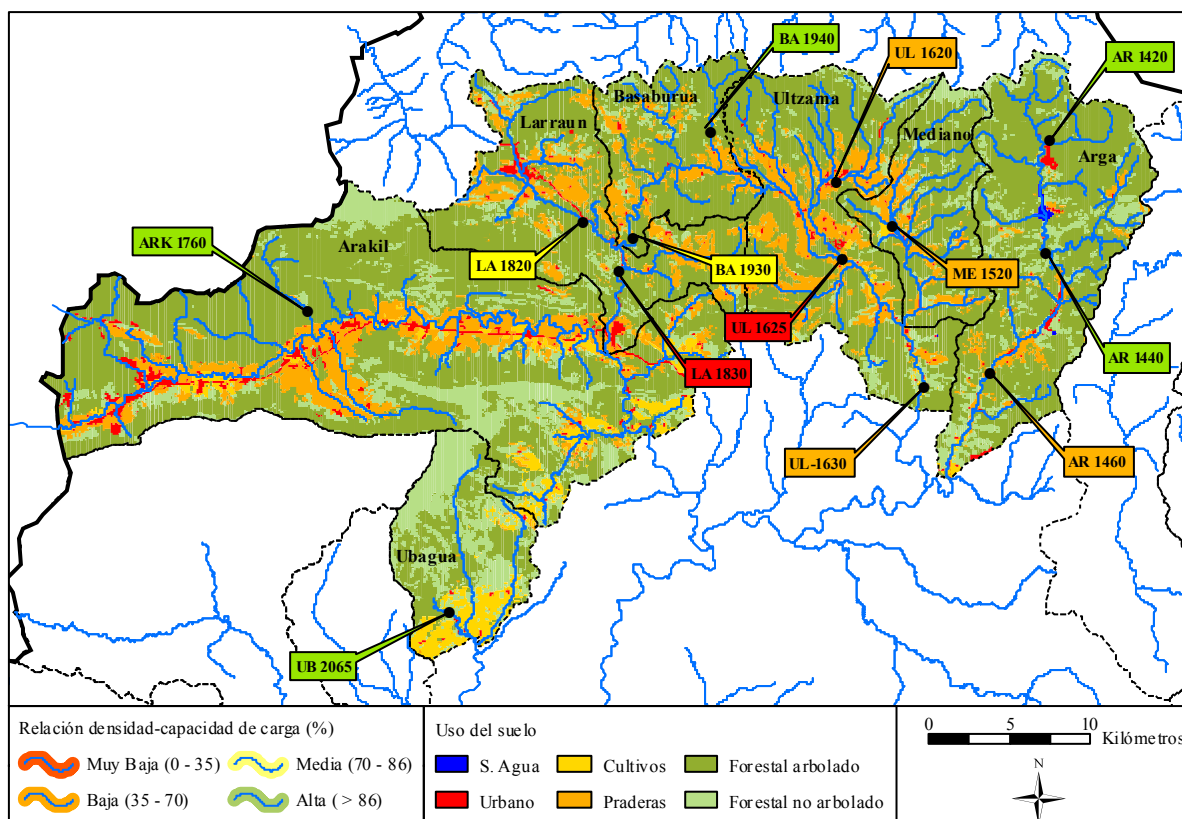
Los modelos obtenidos revelaron que la relación densidad-capacidad de carga en los ríos de la cuenca del Aragón está determinada tanto por factores ambientales (temperatura y régimen de caudales) como por factores antrópicos (número de presas aguas arriba). Por el contrario, en las cuencas de los ríos Arga y Ega los descensos que se producen en las densidades en relación a las capacidades de carga están determinados principalmente por las alteraciones debidas a las actividades humanas (número de presas aguas arriba y porcentaje de suelo agrícola).

Esto es debido a que, en general, los niveles de alteración en la cuenca del Aragón son menores. No se detectaron diferencias significativas en el número de presas existentes aguas arriba entre las cuencas (ANOVA,  $F_{2,34}=0.63$ ,  $p > 0.05$ ). Sin embargo, la proporción de suelo agrícola en la cuenca del Aragón es significativamente menor que en las cuencas del Arga y Ega medida a cualquier escala espacial, local, red fluvial o

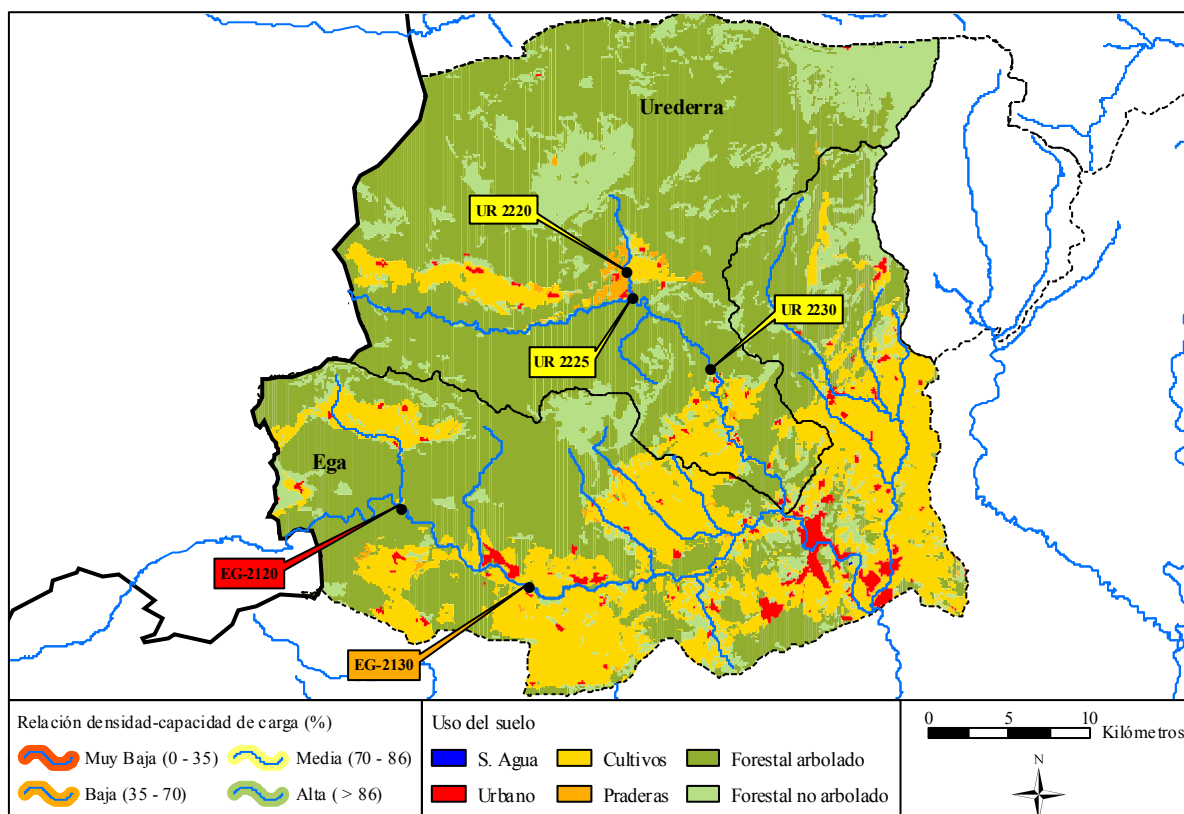
subcuenca (ANOVA,  $p < 0.05$ ). Así, en la cuenca del Aragón existe una elevada proporción de tierras de cultivo únicamente en el tramo bajo de los ríos Irati y Erro y, en menor grado, en la cabecera del río Salazar (Figura 6.3.4). Por el contrario, las actividades agrarias, tanto agrícolas como ganaderas, son las principales fuentes de alteración en los ríos de las cuencas del Arga y Ega. En la cuenca del río Arga predominan los usos ganaderos, lo cual se refleja en una elevada proporción de praderas (Figura 6.3.5). La cuenca del río Ubagua es la excepción, pues predominan las zonas de cultivo dentro de la superficie agrícola. En la cuenca del río Ega, al contrario que en la cuenca del Arga, predominan las zonas de cultivo, con una elevada proporción de cultivos de regadío (Figura 6.3.6).



**Figura 6.3.4.** Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Aragón frente al estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común en los tramos estudiados.



**Figura 6.3.5.** Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Arga frente al estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común en los tramos estudiados.



**Figura 6.3.6.** Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Ega frente al estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común en los tramos estudiados.

#### 6.4. Discusión

Se ha llevado a cabo una agrupación de los tramos estudiados en función del estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común, teniendo en cuenta la relación existente entre la densidad estimada y la capacidad de carga total del tramo. En este sentido, se observó que los ríos pertenecientes a la cuenca del río Aragón son los que muestran un mejor estado de conservación, ya que la mayor parte de los tramos estudiados presentan una relación D/CC alta. Los ríos de las cuencas del Arga y del Ega exhiben un peor estado, con la mayor parte de los tramos presentando una relación D/CC baja o muy baja. La cuenca del Ega mostró una mayor degradación ya que ninguno de los cinco tramos estudiados tiene una relación D/CC alta.

La clasificación de los tramos en función de su relación D/CC permite priorizar las áreas de actuación. En este sentido, los tramos que presentan un estado de conservación medio deben ser objetivos prioritarios de actuación, ya que muestran un declive de las poblaciones y un grado de alteración tal que la recuperación es todavía factible con medidas de gestión adecuadas. En el lado opuesto, los tramos que presentan una relación D/CC muy baja tienen en general unas condiciones ecológicas que no son adecuadas para mantener poblaciones estables de Trucha Común, quedando estas condiciones agravadas, en algunos casos, por alteraciones de origen humano. En estas situaciones, las medidas de restauración del hábitat fluvial pueden ayudar a mejorar las condiciones de las poblaciones presentes y aumentar sus efectivos poblacionales, pero la densidad llegará difícilmente a los niveles de capacidad de carga estimados a partir del hábitat físico.

Se ha llevado a cabo también la determinación de los factores que ejercen una mayor influencia sobre el estado de conservación de las distintas poblaciones. Este último análisis permite conocer los factores sobre los que se debe incidir a la hora de intentar la recuperación de los tramos más degradados o en proceso de declive, en función de la problemática particular de cada cuenca.

Resulta evidente la dificultad de intentar encontrar el factor o factores clave del declive de las poblaciones en los sistemas fluviales, ya que las distintas alteraciones producidas por las actividades humanas pueden mostrar interacciones entre sí, actuando de forma sinérgica en muchos casos. Además, el efecto ecológico acumulativo de las distintas alteraciones presentes en las cuencas fluviales puede ser realmente profundo.

Al evaluar los resultados obtenidos en el presente estudio, se puede observar que, sin tener en cuenta los efectos a gran escala (lluvia ácida, cambio climático), todas las actividades humanas (cambios en los usos del suelo, infraestructuras hidráulicas en el entorno fluvial, impactos dentro del cauce) muestran en mayor o menor grado cierta influencia en el estado de conservación de las poblaciones en todas las cuencas estudiadas. No obstante, el grado de incidencia de cada actividad, y así la magnitud de las alteraciones producidas, varía entre las distintas cuencas estudiadas.

En la cuenca del río Aragón se observó que tanto las alteraciones producidas por las actividades humanas como la existencia de condiciones ambientales limitantes tienen una influencia directa en el descenso poblacional detectado en el 37% de las localidades. Así, las propias condiciones ambientales del río van a imposibilitar la existencia de poblaciones estables en ciertos tramos, aunque también se hace necesario establecer en qué medida estas condiciones son agravadas por la actuación del hombre. De estas variables ambientales, el caudal y la temperatura del agua resultan las más influyentes.

Así, las variables que miden los caudales que se producen en momentos críticos del ciclo vital se encuentran relacionadas significativamente con la relación D/CC en ambas cuencas, Aragón y Arga-Ega. De hecho, estas variables aparecen incluidas en el modelo de regresión expuesto para las truchas 0+ en la cuenca del Aragón. Esto se debe a la profunda relación existente entre los caudales elevados en estos periodos y el reclutamiento.

Numerosos estudios han mostrado que caudales muy elevados durante el invierno y la primavera reducen la densidad de alevines de Trucha Común (Allen 1951, Spina 2001, Cattaneo *et al.* 2002), especialmente cuando estos episodios de elevados caudales se producen durante el periodo de emergencia (Allen 1951, Nehring & Anderson 1993, Nuhfer *et al.* 1994, Latterell *et al.* 1998, Liebig *et al.* 1999, Cattaneo *et al.* 2002). Por tanto, la fase vital más crítica durante los episodios de grandes avenidas parece ser la de post-emergencia, durante la cuál existe un drástico descenso en el número de truchas 0+. Este incremento de la mortalidad se asocia principalmente con el desplazamiento de los alevines en dirección río abajo al ser incapaces de mantener la posición o encontrar refugios, ya que la velocidad de la corriente aumenta considerablemente durante estos episodios. La relación entre el aumento de la velocidad de corriente y el aumento de alevines desplazados ha sido demostrada también en estudios experimentales (Daufresne *et al.* 2005). Así, en tramos donde los caudales de marzo y abril resulten muy elevados, tendrá lugar una mortalidad mayor en las primeras fases de vida. En consecuencia, un incremento en la mortalidad en las primeras etapas representa una de las más importantes limitaciones para las poblaciones de peces, especialmente en ríos regulados (Liebig *et al.* 1999, Freeman *et al.* 2001), ya que el tamaño de la población está frecuentemente determinado por la abundancia del reclutamiento que se incorpora a la población, tanto en las poblaciones de especies fluviales (Freeman *et al.* 1988, Elliott 1996, Knapp *et al.* 1998, Lobón-Cerviá 2005) como marinas (Victor 1983, Roughgarden *et al.* 1988, Doherty & Fowler 1994, Caley *et al.* 1996, Noda & Nakao 1996, Menge 2000). Además, la presencia de elevados caudales durante el periodo de freza, parece afectar los procesos reproductivos, influyendo en el reclutamiento. De hecho, existen diversos estudios que muestran que los caudales circulantes durante este periodo se relacionan con la abundancia de alevines de diferentes especies (Clark 1992, Strange *et al.* 1993).

Aparte del caudal circulante, la temperatura es otro de los factores ambientales que juegan un papel fundamental en la distribución y abundancia de las comunidades de peces. Así, en la cuenca del Aragón, la temperatura del agua está incluida en todos los modelos predictivos de la relación densidad-capacidad de carga, siendo en varias localidades estudiadas (Burgui, Güesa, Aspurz y Ongoz) un factor más limitante que el microhábitat físico. Estas localidades se encuentran habitualmente en los tramos bajos de la zona de estudio, en el límite natural de su distribución.

La temperatura es un factor crítico que limita la idoneidad del hábitat (Bovee 1982) y afecta a una amplia gama de las actividades de los peces como el uso del hábitat, el movimiento, la alimentación, el metabolismo, el crecimiento y la reproducción (Elliott 1994, Railsback & Rose 1999), que terminan por alterar la producción y la dinámica de la población. Esto resulta de gran importancia en los peces, animales poiquiloterms, en los que se debe producir un reajuste termal cuando cambia la temperatura del agua. El tiempo que tarda el organismo en equilibrarse térmicamente depende del peso del pez, por lo que los alevines son mucho más susceptibles a las fluctuaciones en la temperatura que los peces de mayor tamaño (Elliott 1994). Esto puede explicar el hecho de que la temperatura del agua se encuentre incluida en el modelo obtenido para las truchas 0+ en las cuencas del Arga y Ega y no en el resto de modelos generados para las otras clases de edad.

Las temperaturas del agua extremas son fisiológicamente estresantes para los salmónidos y pueden producir una mortalidad directa o indirecta de los peces (Sauter *et al.* 2001). De hecho, si las temperaturas aumentan por encima de un umbral crítico, particularmente durante las etapas sensibles del ciclo vital, la supervivencia puede disminuir de una forma marcada. Sin embargo, el eje termal *sensu* Hutchinson (1957) no se puede definir simplemente en función de los límites críticos para la supervivencia, ya que existen límites más estrechos para el crecimiento, la alimentación o la reproducción. Los intervalos críticos superior e inferior son las condiciones en las cuáles puede producirse una perturbación significativa en el comportamiento del pez, desde el cese de la alimentación hasta, en última instancia, la muerte (Elliott 1994). El límite incipiente letal define una zona de tolerancia fuera de la cuál se produce la muerte. Aunque la respuesta de los salmónidos puede depender del estado de desarrollo, la edad o el tamaño corporal, se pueden establecer estos límites termales. En la Trucha Común, el intervalo superior crítico comprende temperaturas del agua entre 19 y 30 °C, situándose el nivel incipiente letal en 25 °C (Elliott 1994). Wehrly *et al.* (2007) estimaron experimentalmente el umbral superior de tolerancia en 23.3 °C para la máxima temperatura media durante siete días consecutivos; mientras que Keleher & Rahel (1996) consideraron una temperatura media del aire durante el mes de julio de 22 °C como el umbral termal superior para las poblaciones de Trucha Común en las Montañas Rocosas de Estados Unidos.

Estos son valores límites que pueden causar la muerte de los individuos, aunque se pueden producir alteraciones en el comportamiento y las actividades del pez a temperaturas inferiores. Además, el descenso poblacional que se produce en los salmónidos inducido por el aumento de la temperatura del agua hasta niveles estresantes, se debe también a que los individuos migran hacia tramos situados aguas arriba buscando refugios termales con temperaturas menores (Kaya *et al.* 1977; Berman & Quinn 1991; Nielsen *et al.* 1994, Sauter *et al.* 2001).

Sin embargo, estas migraciones quedan interrumpidas si existen presas que no pueden ser franqueadas por los peces o que dificulten sus movimientos. Esta interacción resulta pues de extrema gravedad. Así, el número de presas aguas arriba es la otra variable, además de la temperatura del agua, incluida en los modelos predictivos de la relación D/CC en la cuenca del Aragón y aparece en uno de los modelos obtenidos en las cuencas del Arga y Ega.

En la introducción se habló de los impactos que generan en los sistemas fluviales la presencia de presas. Estos impactos se podrían resumir en tres: 1) Alteración del régimen de caudales, tanto de agua como de sedimentos, que produce una degradación del hábitat fluvial y de ribera, así como alteraciones en los procesos geomorfológicos; 2) Modificación de la temperatura del agua; 3) Efecto barrera que impide los movimientos de dispersión y colonización, y los reproductivos, provocando la fragmentación de las poblaciones e incluso el aislamiento genético en algunos casos.

El efecto negativo que produce la presencia de presas sobre la relación existente entre la densidad y la capacidad de carga ha sido también descrito en las poblaciones de Trucha Común de las cuencas de la vertiente cantábrica de Navarra, especialmente en la cuenca del río Bidasoa (Almodóvar *et al.* 2006). Así, Gosset *et al.* (2006) apuntan también a la elevada fragmentación del hábitat producida por la presencia de presas como la principal causa del declive poblacional sufrido por las truchas en el río Bidasoa al impedir los movimientos reproductivos. En este sentido, Charles *et al.* (2000) mostraron mediante un modelo matemático para la Trucha Común que la pérdida de conectividad producida en un sistema fluvial por la presencia de presas infranqueables puede resultar en descensos de hasta un 50% en la tasa de crecimiento poblacional global del sistema pudiendo llegar rápidamente a la extinción.

Las presas pertenecientes a estaciones hidroeléctricas resultan muy dañinas por los cambios bruscos que producen en el caudal circulante y, por tanto, en el hábitat disponible para las truchas (Valentin *et al.* 1996). Además, estas pueden ser arrastradas si no son capaces de encontrar refugios frente a los aumentos de caudal, produciéndose altas mortandades. Almodóvar & Nicola (1999) observaron un descenso significativo en la densidad de todas las clases de edad de la Trucha Común en el tramo situado aguas abajo de la presa de una estación hidroeléctrica al año siguiente de su construcción en el río Hoz Seca (cuenca del Tajo).

Lessard & Hayes (2003) cuantificaron entre 1 y más de 5 °C el aumento de la temperatura del agua debido a la detracción de caudal producida por pequeñas presas en diez ríos de Estados Unidos. Este aumento coincidía con bajas densidades aguas abajo de especies de salmónidos que habitan en aguas frías, entre ellas, la Trucha Común.

Por otro lado, los usos del suelo agrícolas tienen también un gran efecto negativo sobre el estado de las poblaciones de los tramos analizados en las cuencas más degradadas, Arga y Ega. En la cuenca del río Aragón, el porcentaje de suelo agrícola resulta significativamente inferior al del resto de cuencas. Así, no se detectó una relación negativa entre el porcentaje de suelo agrícola y urbano con la relación D/CC.

Por el contrario, en las cuencas de los ríos Arga y Ega, la variable que explica en mayor grado el descenso producido en la densidad frente a la capacidad de carga es el porcentaje de suelo agrícola, siendo las actividades agrarias, tanto agrícolas como ganaderas, las principales fuentes de alteración en los ríos de estas cuencas.

Existe un gran número de trabajos que describen los efectos negativos producidos por las actividades agrícolas sobre el medio fluvial. Así, numerosos estudios han revelado un deterioro de la calidad del agua, del hábitat y de las comunidades biológicas a medida que aumenta la superficie de tierras agrícolas dentro de la cuenca (Richards *et al.* 1996, Roth *et al.* 1996, Wang *et al.* 1997, Sponseller *et al.* 2001). Por tanto, los usos del suelo agrícolas degradan los ríos por aporte de contaminantes, transformación del hábitat fluvial y de ribera, y alteración del régimen de caudales.

Aunque los estudios realizados indican que los cultivos intensivos afectan a la condición del río, la influencia de la agricultura de pastos puede ser menos pronunciada (Meador & Goldstein 2003, Strayer *et al.* 2003). Sin embargo, esto depende de la intensidad de la actividad. Las subcuencas de los ríos pertenecientes a la cuenca del río Arga presentan porcentajes de suelo dedicado a pasto para el ganado muy elevados, y asociados a concentraciones también muy elevadas de contaminantes. Así, la concentración de nitritos es una de las variables que aparece en los modelos generados para explicar el estado de conservación de las poblaciones de estas cuencas, indicando una fuerte contaminación del agua. La presencia de nitritos en altas concentraciones resulta muy tóxica para los salmónidos. Estas altas concentraciones pueden causar una elevada mortalidad de truchas en la fase de embrión (Massa *et al.* 2000, Luckenbach *et al.* 2003), alevín (Bartlett & Neumann 1998) y especialmente en la etapa adulta (Bartlett & Neumann 1998).

Chaumot *et al.* (2003) mostraron mediante un modelo metapoblacional que altas concentraciones de contaminantes producen fuertes impactos sobre las poblaciones de Trucha Común no sólo reduciendo las tasas demográficas (fecundidad, supervivencia) sino alterando también los patrones de las migraciones reproductivas.



Los ríos que se encuentran en cuencas de marcado carácter agrícola tienden a tener una calidad de hábitat menor, hecho que se refleja en una disminución de los índices de hábitat y de la estabilidad de las orillas (Richards *et al.* 1996, Roth *et al.* 1996, Wang *et al.* 1997), así como en una mayor deposición de sedimentos entre y sobre las partículas del lecho del río. Los sedimentos presentes en las aguas de escorrentía procedentes de tierras cultivadas y del pisoteo del ganado se consideran particularmente responsables del deterioro de los ríos (Strand & Merrit 1999, Quinn 2000), y pueden causar una gran degradación del hábitat fluvial de la Trucha Común a largo plazo (Eklöv *et al.* 1999).

En zonas donde la agricultura u otras actividades humanas se extienden hasta la margen del río y la vegetación de ribera es eliminada, los ríos tienen mayores temperaturas en verano y reciben menores aportes de energía proveniente de los restos orgánicos de la vegetación, incrementándose la producción primaria (Quinn 2000). Además, la estabilidad de las orillas disminuye (Lyons *et al.* 2000), y la cantidad de restos leñosos en el río se reduce de forma marcada (Johnson *et al.* 2003), lo cual puede tener una gran influencia debido a la disminución del refugio y de la heterogeneidad del hábitat del río. De hecho, la Trucha Común selecciona zonas con presencia de restos leñosos y raíces de la vegetación riparia como refugio frente a altas velocidades de la corriente (capítulo segundo del presente estudio, Bunt *et al.* 1999), así como múltiples estudios (por ejemplo, Lehane *et al.* 2002, Neumann & Wildman 2002, Zika & Peter 2002, Degerman *et al.* 2004) han mostrado la existencia de un aumento significativo de la densidad de truchas al aumentar la presencia de estos restos leñosos en el cauce.

Por tanto, la disminución de la cobertura riparia produce fuertes impactos en el río y en las poblaciones de Trucha Común. Así, Myrvold (2006) observó un descenso significativo en la densidad de alevines respecto a su densidad potencial en doce arroyos de cabecera noruegos cuando la proporción de superficie riparia deforestada era superior al 15%.

Los cambios en el régimen hidrológico que se producen en el río debido a un aumento de los usos agrícolas son variables y dependen de la diferente tasa de evapotranspiración de los cultivos en relación con la de la vegetación natural, y a cambios en la capacidad de infiltración del suelo. Además, en los cultivos de regadío los cambios hidrológicos dependen de si la fuente de extracción es el río o las aguas subterráneas. Por otro lado, los caudales extremos producidos durante las tormentas aumentan en magnitud y en frecuencia, provocando importantes impactos en el hábitat (Allan 2004) y produciendo el desplazamiento aguas abajo de los peces durante las primeras etapas de vida o provocando alteraciones en la época de freza (Schlosser 1985, Harvey 1987). Cuando aumenta el territorio agrícola, los caudales anuales y extremos aumentan pero el caudal base habitualmente disminuye debido a una reducción en el agua infiltrada (Poff *et al.* 1997). Esta disminución produce un aumento de hábitats de

aguas someras, los cuales están generalmente desprovistos de variedad estructural y se calientan más fácilmente (Roth *et al.* 1996). Esto lleva consigo una reducción de las zonas de poza, hábitat fundamental para las truchas en el periodo estival, especialmente para los adultos, y más teniendo en cuenta que están consideradas como zonas de refugio termal de gran importancia para los salmónidos (Nielsen *et al.* 1994, Mathews *et al.* 1994). La reducción de las zonas de poza unida a la disminución de la superficie sombreada puede provocar un aumento de la mortalidad y de los movimientos migratorios de las truchas hacia otros tramos más idóneos.

Por otro lado, teniendo en cuenta los resultados obtenidos, hay que señalar que los usos agrícolas parecen ejercer una mayor influencia sobre la relación existente entre la densidad de truchas y la capacidad de carga del tramo a la escala espacial de red fluvial. Esto parece indicar que el estado de conservación de las poblaciones de un tramo está influido no sólo por el patrón del paisaje del propio tramo (escala local) sino por el de toda la red fluvial, ya que los nutrientes, sedimentos y contaminantes pueden ser transportados a largas distancias y, por tanto, pueden estar condicionados por el estado de conservación de la ribera a lo largo de toda la longitud del río. También se observa que las condiciones ripícolas parecen afectar en mayor grado a la relación densidad-capacidad de carga que la distribución de usos en toda la subcuenca vertiente (escala de subcuenca). Este hecho podría indicar que los impactos causados por los usos agrícolas sean principalmente vía descenso de la calidad del agua y degradación del hábitat más que por una alteración del régimen de caudales, que se asocia más a la distribución de usos en toda la cuenca (Boyer *et al.* 2002), y a la presencia de embalses y centrales hidroeléctricas.

## 7. Discusión general

---

## 7. Discusión general

---

El uso del hábitat por la Trucha Común ha sido selectivo y dependiente del tamaño corporal, de la disponibilidad del medio y de las interacciones entre las variables de microhábitat.

Se han observado grandes diferencias en el uso del hábitat entre las distintas clases de edad estudiadas, lo cual coincide con los resultados obtenidos en trabajos anteriores (Heggenes 1988, Greenberg *et al.* 1996). Los resultados obtenidos revelaron también un uso selectivo del hábitat en todas las clases de edad, seleccionando las zonas del cauce más favorables aún cuando no fueran las más abundantes.

Los resultados mostraron que el uso del microhábitat por parte de la Trucha Común está altamente influido por la disponibilidad existente en el medio, lo que corrobora las conclusiones alcanzadas en trabajos previos (Heggenes *et al.* 1991, Rincón & Lobón-Cervía 1993, Heggenes 1994). Además, se han observado diferencias en el uso de una determinada variable del hábitat entre localidades que presentaban una disponibilidad similar. Ello indica la existencia de interacciones entre las distintas variables que caracterizan el microhábitat fluvial, hecho encontrado con anterioridad por algunos autores (Mathur *et al.* 1985, Gore & Nestler 1988, Heggenes *et al.* 1996). En consecuencia, las variaciones en la disponibilidad del hábitat provocan variaciones en los patrones de selección de hábitat entre distintos ríos o tramos.

La consecuencia de estos resultados es que deben desarrollarse curvas de idoneidad de hábitat de forma específica para las distintas clases de edad. Estas curvas deben ser locales, es decir, específicas de la localidad de estudio. Finalmente, se deben desarrollar curvas de preferencia en las localidades y clases de edad donde la Trucha Común muestre un uso selectivo del hábitat.

La elección de la posición dentro del cauce en los salmónidos se basa principalmente en las habilidades competitivas de los individuos y, en especial, en la rentabilidad de la propia posición en términos de la ganancia potencial de energía neta y el riesgo de depredación, siendo la consecuencia de un compromiso entre ambos factores (Smith & Li 1983, Bachman 1984, Fausch 1984, Metcalfe *et al.* 1987, Hugues & Dill 1990, Hugues 1992a, 1992b, Heggenes *et al.* 1993, Hart 1993, Rincón & Lobón-Cervía 1993, Grand 1997, Grand & Dill 1997). Este hecho quedó patente en el estudio de selección del hábitat realizado. Los resultados obtenidos evidenciaron que la selección del microhábitat por la Trucha Común sigue un patrón dependiente del tamaño corporal. Así, a medida que aumenta el tamaño utilizan zonas de mayor profundidad y menor velocidad de corriente, así como sustratos de mayor tamaño, disminuyendo el uso de zonas de grava y piedra. La selección de la posición dentro del cauce por parte de las distintas clases de edad está muy ligada también a la presencia de los diferentes tipos de refugio. De hecho, las truchas de mayor tamaño sólo utilizan zonas donde existe una elevada disponibilidad de refugio.

Por tanto, en el cauce se produce una segregación espacial entre las distintas clases de edad debida a la competencia que se establece entre ellas por el uso del hábitat. Esta competencia deriva en diferencias en los patrones de selección del hábitat que quedan reflejadas en las curvas de preferencia. No obstante, debido al cierto solapamiento que se produce en las preferencias de hábitat de las diferentes clases de edad, existirán zonas del cauce que pueden ser potencialmente útiles para varias clases de edad. Con el fin de modelizar esta interacción, en la última fase de la simulación del hábitat físico se efectuaron análisis de competencia entre las distintas etapas de desarrollo, partiendo de la premisa de que los individuos de mayor edad excluirán a los de menor edad de las zonas del cauce que resulten adecuadas para ambos cuando los primeros muestren una mayor preferencia global por dichas zonas.

La competencia entre clases de edad es por explotación ya que las truchas adultas seleccionan los hábitats que minimizan el riesgo por depredación, expulsando de estas zonas a las truchas de menor edad. Así, se observó una segregación espacial entre las distintas clases de edad a lo largo del gradiente de profundidad, hecho descrito para la Trucha Común en múltiples estudios (Bohlin 1977, Egglshaw & Shackley 1982, Baglinière & Arribes-Moutounet 1985, Heggenes 1988, Greenberg *et al.* 1996, Roussel & Bardonnnet 1997). En consecuencia, existe una mayor preferencia por las zonas de pozas según aumenta la edad de las truchas. Las truchas de mayor edad seleccionan las zonas de pozas porque ofrecen mayor refugio ante posibles depredadores y un mayor espacio para vivir (Wesche *et al.* 1987, Heggenes 1994). Las truchas adultas únicamente utilizan otros tipos de hábitats distintos de las pozas cuando existen elementos que puedan proporcionar un refugio efectivo, como son los grandes bloques o troncos dentro del cauce o las cornisas de gran tamaño. De esta forma, la profundidad y la disponibilidad de refugio son los factores más importantes en la selección del hábitat por parte de las truchas de mayor edad.

La elevada preferencia de las truchas adultas por hábitats profundos con abundante refugio quedó reflejada en las simulaciones del hábitat realizadas. Así, en las truchas mayores de 1+, las variaciones observadas en el Hábitat Potencial Útil (HPU) calculado entre las localidades de estudio están determinadas principalmente por la interacción entre la profundidad y la disponibilidad de refugio combinado frente a la velocidad de corriente y posibles depredadores, relacionado directamente con la proporción de zonas de poza. Además, la profundidad es el factor que controla la interacción pues el efecto del refugio sobre el HPU sólo es significativo cuando aumenta la profundidad del tramo. Por tanto, este resultado podría confirmar las conclusiones alcanzadas en trabajos previos en los que se sugiere que la profundidad es el principal factor limitante de la densidad de las truchas de mayor tamaño (Heggenes 1994, Vismara *et al.* 2001).

Los alevines no pueden acceder a las zonas más profundas y seguras frente a la depredación. Así, las truchas 0+ se encontraron en hábitats con escasa profundidad y velocidad de corriente media o alta. Esto se debe a que los truchas de menor edad tienen una habilidad para moverse a largas distancias menor que en las truchas de mayor tamaño, por lo que seleccionan posiciones dentro del cauce con elevada velocidad de corriente, donde el flujo de alimento resulta mayor, pero cercanas a elementos que puedan ofrecer refugio frente a las altas velocidades. Es decir, seleccionan posiciones con una alta rentabilidad energética. De hecho, en el presente estudio, la selección de hábitat por las truchas 0+ está muy ligada a la presencia de pequeños refugios frente a las altas velocidades de corriente como pequeños huecos en el sustrato, o pequeños bloques o restos leñosos, que pueden servir de refugio a truchas de pequeño tamaño pero no son efectivos para las truchas de mayor tamaño. Esta preferencia por la presencia de elementos que ofrezcan refugio frente a la velocidad de corriente ha sido también descrita en trabajos anteriores (Heggenes 1988, Bunt *et al.* 1999).

En consecuencia, se observó que el HPU para los alevines está determinado por la interacción entre la velocidad de corriente y la disponibilidad de refugio frente a una excesiva velocidad, es decir, por la cantidad de territorios que presentan una alta rentabilidad energética. En las zonas de cabecera, esta interacción está influida por el porcentaje de grava, que define las zonas más óptimas de freza y alevinaje.

La Trucha Común es una especie muy territorial y este comportamiento se manifiesta especialmente en la etapa de alevín en la que la adquisición de los territorios de alimentación resulta crucial para la supervivencia (Elliott 1990, Heland 1999), existiendo una alta competencia por ellos. Los territorios de mayor rentabilidad energética serán ocupados por los individuos con mejores habilidades competitivas (dominantes). Los individuos subordinados ocuparán hábitats de menor calidad, adoptando una estrategia que minimice el gasto energético (Puckett & Dill 1985, Metcalfe 1986, Titus 1990), seleccionando hábitats someros de baja velocidad de corriente en las orillas donde las raíces ofrecen un buen refugio. Estos hábitats son poco preferidos pero son potencialmente útiles, mientras que las zonas de velocidad de corriente muy alta sin refugio son totalmente inadecuadas.

En el presente estudio se observó que las truchas 1+ utilizan las zonas del cauce de características de hábitat intermedias con profundidad media y velocidad de corriente media o baja, y predominio de bloques y roca madre, aunque hacen un uso mayor de las zonas de piedras y gravas que las truchas de edad superior. Aparecen ligadas a zonas donde existe refugio, especialmente frente a la velocidad de corriente cuando ocupan zonas de velocidades medias o altas. En general, utilizan como refugio elementos de tamaño intermedio que resultarían poco eficientes para proteger a truchas de mayor tamaño.

Al igual que ocurre con las truchas adultas, los resultados obtenidos indicaron que el HPU para las truchas juveniles está determinado principalmente por la profundidad y la disponibilidad de refugio. Sin embargo, el efecto de la profundidad actúa de forma opuesta, ya que el aumento de la profundidad produce una disminución de la disponibilidad de hábitat para las truchas 1+ que son expulsadas de las zonas profundas por las truchas de mayor edad. La disponibilidad de refugio es la otra variable del hábitat que determina el HPU disponible para las truchas 1+. En este caso, la cantidad de refugio total disponible en el tramo es la variable más influyente en el valor de HPU y, de hecho, el efecto de la profundidad sólo es significativo cuando se controla el efecto del refugio.

Debido a la gran heterogeneidad existente entre las localidades estudiadas se observaron diferentes patrones de variación en la relación entre el HPU y el caudal circulante, determinada principalmente por la interacción entre la morfología del cauce y la corriente. Como se ha mostrado anteriormente, las características del microhábitat que definen esta diversidad espacial varían entre las distintas clases de edad. Por tanto, se observaron diferencias significativas en el HPU calculado para las diferentes clases de edad entre las localidades estudiadas. Ello permitió establecer una zonificación del área de estudio en función de la disponibilidad de hábitat.

Se ha desarrollado una relación entre el tamaño de territorio y la longitud furcal para Trucha Común para poder definir los requerimientos espaciales de los individuos. Las diferencias en el tamaño corporal explican el 72% de la variabilidad observada en el tamaño del territorio utilizado por la Trucha Común, añadiendo una nueva evidencia de la alta relación existente entre ambos parámetros (Grant *et al.* 1989, Elliott 1990, Grant & Kramer 1990, Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998).

La determinación de la relación entre la longitud furcal y el tamaño de territorio ha servido para conocer el espacio vital necesario para los individuos de las distintas clases de edad y, en consecuencia, la máxima densidad para el hábitat potencial útil calculado. Por tanto, la idea básica del método propuesto en el presente estudio radica en ligar la capacidad de carga local del medio y el hábitat disponible a través de los requerimientos espaciales de los individuos. Se han propuesto modelos similares al elaborado en el presente estudio en trabajos previos (Cardwell *et al.* 1996, Jager *et al.* 1997, Sabaton *et al.* 1997). El principal factor que diferencia el modelo propuesto en el presente estudio y los modelos antes comentados es el de integrar un modelo de simulación del hábitat físico con un modelo que define los requerimientos espaciales teóricos de la especie estudiada. Además, en el presente trabajo se ha realizado, en la etapa de simulación del hábitat físico, un análisis de competencia entre las clases de edad que no es contemplado en los modelos anteriores.

La estima de la capacidad de carga ha permitido la zonificación de los ríos estudiados en función de su capacidad potencial para albergar poblaciones estables de Trucha Común. Se diferenciaron cuatro grupos de localidades caracterizados por presentar capacidades de carga muy altas (media 10714.9 truchas ha<sup>-1</sup>, rango 8202-14799 truchas ha<sup>-1</sup>), altas (media 5235.3 truchas ha<sup>-1</sup>, rango 4831-6136 truchas ha<sup>-1</sup>), intermedias (media 3367.6 truchas ha<sup>-1</sup>, rango 2744-4137 truchas ha<sup>-1</sup>) o bajas (media 2073.3 truchas ha<sup>-1</sup>, rango 1316-2666 truchas ha<sup>-1</sup>).

Las diferencias existentes en las capacidades de carga estimadas para las diferentes clases de edad entre los distintos tramos radican en variaciones en la calidad y cantidad de hábitat disponible (HPU) y/o en la tasa de ocupación potencial del tramo que se relaciona con el patrón de crecimiento. Sin embargo, el HPU es el principal factor determinante de la capacidad de carga, ya que el efecto de la tasa de ocupación potencial sólo es significativo cuando se controla el efecto de la disponibilidad de hábitat. El efecto interactivo entre la tasa de ocupación potencial y el hábitat disponible influye también significativamente en la capacidad de carga estimada, pues el efecto de la tasa de ocupación potencial es más acusado cuando los valores de HPU son más elevados.

Por tanto, aunque la tasa de ocupación potencial no puede establecer patrones de capacidad de carga, sí tiene un efecto significativo sobre ésta. La tasa de ocupación potencial se calcula a partir de la relación entre el tamaño corporal y del territorio. Consecuentemente, la capacidad de carga estimada es muy sensible en relación al modelo de tamaño de territorio utilizado.

La relación obtenida entre el tamaño corporal y del territorio en el presente estudio muestra grandes diferencias con las presentadas en trabajos anteriores. La pendiente de la relación obtenida es significativamente menor que la observada en la Trucha Común y otras especies de salmónidos en trabajos previos. Así, el tamaño de territorio que predice el modelo obtenido en el presente estudio para individuos de longitud inferior a 9 cm es muy superior al desarrollado por Elliott (1990) para la Trucha Común y a los elaborados para otras especies de salmónidos, salvo para el Salmón Atlántico (Keeley & Grant 1995) y la Trucha Arcoiris (Keeley & McPhail 1998) menores de 5 cm. Por el contrario, el tamaño de territorio predicho para individuos de tamaño superior a 9 cm es significativamente menor que el del Salmón Atlántico, la Trucha Arcoiris y los salmónidos en general (Grant & Kramer 1990).

De esta forma, parecen existir importantes diferencias entre especies en el tamaño de territorio utilizado por los individuos, así como en la tasa de incremento del territorio en relación al tamaño corporal. También se encontraron diferencias significativas con las poblaciones de Trucha Común descritas por Elliott (1990). En consecuencia y dado que el tamaño de territorio tiene un papel fundamental en la determinación de la capacidad de carga del medio, se concluye que esta relación debería



ser aplicada a un nivel de especie e incluso en última instancia a un nivel poblacional. La necesidad de este nivel de especificidad a la hora de definir los requerimientos espaciales de las poblaciones ha sido descrita en trabajos previos (Keeley & Grant 1995, Keeley & McPhail 1998).

Como se indicó anteriormente, en la etapa de simulación del hábitat físico se estableció la zonificación del área de estudio en relación al hábitat potencial útil para cada clase de edad. Las diferencias en la capacidad de carga estimada para cada clase de edad entre las localidades que integran una zona establecida se derivan, por tanto, de las variaciones existentes en la tasa de ocupación potencial. Así, las diferencias observadas en las tasas de crecimiento entre las localidades estudiadas permite definir un primer grupo de localidades con menor crecimiento y un segundo con mayor crecimiento (Almodóvar *et al.* 2006). El primer grupo de localidades (crecimiento menor) se caracteriza por tener tasas de ocupación potencial altas en términos de densidad y bajas en términos de biomasa, ocurriendo lo contrario en el segundo grupo.

Dentro del grupo de localidades que presentan tasas de ocupación altas existen localidades con capacidades de carga desde muy altas a bajas. Las localidades que presentan capacidades de carga muy altas tienen valores de HPU para las truchas 0+ y 1+ significativamente mayores que el resto de localidades. Las localidades con capacidades de carga media y altas se diferencian principalmente porque la disponibilidad de hábitat para las truchas mayores de 1+ es significativamente menor en las primeras. Las localidades con capacidad de carga baja presentan una disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad significativamente menor que el resto de localidades.

Todas las localidades con tasa de ocupación potencial baja presentan capacidades de carga medias o bajas (inferiores a 4200 truchas ha<sup>-1</sup>). La diferencia en las capacidades de carga estimadas estriba en que las condiciones del hábitat para alevines y juveniles son significativamente mejores en las localidades con capacidades de carga medias.

La posterior comparación entre las capacidades de carga estimadas y las densidades descritas en Almodóvar *et al.* 2006 permitió evaluar el estado de conservación de las poblaciones de truchas estudiadas.

Se observaron diferencias significativas en la relación densidad-capacidad de carga total del tramo (relación D/CC) entre las localidades estudiadas. Se distinguieron cuatro grupos de localidades, definidas por presentar relaciones D/CC altas (superiores al 86%), medias (70-86%), bajas (35-70%) o muy bajas (inferiores al 35%). Como patrón general se observó que todas las localidades con relaciones D/CC inferiores al 78% se encuentran significativamente por debajo de la capacidad de carga. Las localidades con relaciones D/CC totales inferiores al 60% tienen todas las clases de edad significativamente por debajo de la capacidad de carga.

Las diferencias existentes entre las capacidades de carga estimadas y las densidades se deben a las diferencias que se producen entre las tasas de ocupación potencial (calculadas a partir de la relación del tamaño corporal y del territorio) y las observadas (calculadas como el cociente entre la densidad y el HPU). Grandes diferencias en las tasas de ocupación indican la existencia de otras limitaciones ambientales diferentes al hábitat físico o la presencia de alteraciones de origen antrópico en el tramo que no permiten a la población alcanzar su abundancia potencial. Por este motivo, se ha realizado un análisis de las alteraciones presentes en los tramos estudiados para establecer los factores determinantes del estado de conservación poblacional.

En primer lugar se efectuó una agrupación de los tramos estudiados en función del estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común, teniendo en cuenta la relación existente entre la densidad estimada y la capacidad de carga total del tramo. Así, se observó la existencia de diferencias significativas en el estado de conservación de las poblaciones entre las tres grandes cuencas estudiadas, Aragón, Arga y Ega. Los ríos pertenecientes a la cuenca del Aragón son los que muestran un mejor estado de conservación, ya que la mayor parte de los tramos estudiados presentan una relación D/CC alta. Los ríos de las cuencas del Arga y del Ega exhiben un peor estado, con la mayor parte de los tramos presentando una relación D/CC baja o muy baja. La cuenca del Ega muestra una mayor degradación ya que ninguno de los cinco tramos estudiados tiene una relación D/CC alta.

En la cuenca del Aragón se observó que tanto las alteraciones producidas por las actividades humanas como la existencia de condiciones ambientales limitantes tienen una influencia directa en el descenso poblacional detectado en el 37% de las localidades. El caudal y la temperatura del agua resultan las condiciones ambientales más influyentes.

Así, las variables que miden los caudales que se producen en momentos críticos del ciclo vital se encuentran relacionadas significativamente con la relación D/CC y aparecen incluidas en el modelo de regresión expuesto para las truchas 0+ en la cuenca del Aragón. Esto se debe a la profunda relación existente entre los caudales elevados en estos periodos y el reclutamiento. De hecho, numerosos estudios han mostrado que los caudales muy elevados durante el invierno y la primavera reducen la densidad de alevines de Trucha Común (Allen 1951, Spina 2001, Cattaneo *et al.* 2002), especialmente cuando estos episodios de elevados caudales se producen durante el periodo de emergencia (Allen 1951, Nehring & Anderson 1993, Nuhfer *et al.* 1994, Latterell *et al.* 1998, Liebig *et al.* 1999, Cattaneo *et al.* 2002).

La temperatura del agua está incluida en todos los modelos predictivos de la relación densidad-capacidad de carga en la cuenca del Aragón, siendo en varias de las localidades estudiadas un factor más limitante que el microhábitat físico. La temperatura es un factor crítico que limita la idoneidad del hábitat (Bovee 1982) y afecta a una

amplia gama de las actividades de los peces como el uso del hábitat, el movimiento, la alimentación, el metabolismo, el crecimiento y la reproducción (Elliott 1994, Railsback & Rose 1999), que terminan por alterar la producción y la dinámica de la población. De hecho, si las temperaturas aumentan por encima de un umbral crítico, particularmente durante etapas sensibles del ciclo vital, la supervivencia puede disminuir de una forma marcada. Además, el descenso poblacional que se produce en los salmónidos inducido por el aumento de la temperatura del agua hasta niveles estresantes, se debe también a que los individuos migran hacia tramos situados aguas arriba buscando temperaturas menores y refugios termales (Kaya *et al.* 1977; Berman & Quinn 1991; Nielsen *et al.* 1994, Sauter *et al.* 2001).

Sin embargo, estas migraciones quedan interrumpidas si existen presas que no pueden ser franqueadas por los peces o que dificulten sus movimientos. Esta interacción resulta pues de extrema gravedad. Así, el número de presas aguas arriba es la otra variable, además de la temperatura del agua, incluida en los modelos predictivos de la relación D/CC en la cuenca del Aragón y aparece también en los modelos obtenidos en las cuencas del Arga y Ega. El efecto negativo que produce la presencia de presas sobre la relación existente entre la densidad y la capacidad de carga ha sido también descrito en las poblaciones de Trucha Común de las cuencas de la vertiente cantábrica de Navarra, especialmente en la cuenca del río Bidasoa (Almodóvar *et al.* 2006, Gosset *et al.* 2006).

Hay que tener en cuenta que la presencia de presas y embalses producen una alteración del régimen de caudales. Los resultados obtenidos en las simulaciones del hábitat físico muestran una correlación positiva y muy significativa entre el HPU y la densidad en todas las clases de edad. De hecho, el HPU explica un porcentaje muy elevado de la variación en la densidad de las distintas clases de edad entre las distintas localidades estudiadas (entre el 40 y el 69% dependiendo de la clase de edad considerada). Por tanto, las alteraciones del régimen fluvial que conlleven reducciones marcadas del caudal pueden producir una elevada disminución del hábitat disponible, afectando a la densidad de las poblaciones. En este sentido, Almodóvar & Nicola (1999) observaron un descenso significativo en la densidad de todas las clases de edad de Trucha Común en el tramo situado aguas abajo de la presa de una estación hidroeléctrica el año siguiente de su construcción en el río Hoz Seca (cuenca del Tajo).

Por otro lado, los usos del suelo agrícolas tienen también un gran efecto negativo sobre el estado de las poblaciones de los tramos analizados de las cuencas más degradadas, Arga y Ega. En la cuenca del río Aragón, el porcentaje de suelo agrícola es significativamente inferior al del resto de cuencas y así no se detectó una relación negativa entre el porcentaje de suelo agrícola con la relación D/CC. Por el contrario, en las cuencas de los ríos Arga y Ega, la variable que explica en mayor grado el descenso producido en la densidad frente a la capacidad de carga estimada a partir del hábitat es

el porcentaje de suelo agrícola, siendo las actividades agrarias, tanto agrícolas como ganaderas, las principales fuentes de alteración en los ríos de estas cuencas.

Las subcuencas de los ríos pertenecientes a la cuenca del Arga presentan porcentajes de suelo dedicado a pasto para el ganado muy elevados, y asociados a concentraciones también muy elevadas de contaminantes. Así, la concentración de nitritos es una de las variables que aparece en los modelos generados para explicar el estado de conservación de las poblaciones de estas cuencas, indicando una fuerte contaminación del agua. La presencia de nitritos en altas concentraciones resulta muy tóxica para los salmónidos. Estas altas concentraciones pueden causar una alta mortalidad de truchas en la fase de embrión (Massa *et al.* 2000, Luckenbach *et al.* 2003), alevín (Bartlett & Neumann 1998) y especialmente en la etapa adulta (Bartlett & Neumann 1998).

En las zonas donde la vegetación de ribera es eliminada por la presencia de actividades antrópicas, los ríos tienen mayores temperaturas en verano y la cantidad de restos leñosos en el río se reduce de forma marcada (Johnson *et al.* 2003), lo cual puede tener una gran influencia debido a la disminución del refugio y de la heterogeneidad del hábitat del río. De hecho, en el segundo capítulo de la tesis se observó que la Trucha Común selecciona zonas con presencia de restos leñosos y raíces de la vegetación riparia como refugio frente a altas velocidades de corriente y como aislamiento visual frente a depredadores. Por tanto, en zonas de marcado carácter agrícola se producirá un descenso en el hábitat potencial útil como consecuencia de la degradación de la estructura del cauce debido a modificaciones en el sustrato y refugio disponibles. En este sentido, múltiples estudios (Lehane *et al.* 2002, Neumann & Wildman 2002, Zika & Peter 2002, Degerman *et al.* 2004) han mostrado la existencia de un aumento significativo de la densidad de truchas al aumentar la presencia de estos restos leñosos en el cauce. Además, los sedimentos presentes en las aguas de escorrentía procedentes de tierras cultivadas y del pisoteo del ganado pueden causar una gran degradación del hábitat fluvial de la trucha a largo plazo (Eklöv *et al.* 1999).

Cuando aumenta el territorio agrícola, los caudales anuales y extremos aumentan pero el caudal base habitualmente disminuye debido a una reducción en el agua infiltrada (Poff *et al.* 1997). Esta disminución produce un aumento de hábitats de aguas someras, los cuales están generalmente desprovistos de variedad estructural y se calientan más fácilmente (Roth *et al.* 1996). En el tercer capítulo se indicó que en tramos de características homogéneas donde se presenta una escasa variedad de mesohábitats, la competencia por los recursos será mayor y el hábitat disponible total menor. Además, la disminución del caudal circulante lleva consigo una reducción del área de poza, hábitat fundamental para las truchas en el periodo estival, especialmente para los adultos cuyo HPU está determinado principalmente por la disponibilidad de estos hábitats. Hay que tener también en cuenta que estas áreas de pozas están consideradas

como zonas de refugio termal de gran importancia para los salmónidos (Nielsen *et al.* 1994, Mathews *et al.* 1994). La reducción de las zonas de poza unida a la disminución de la superficie sombreada puede provocar un aumento de la mortalidad y de los movimientos migratorios de las truchas hacia otros tramos más idóneos.

En definitiva, la estima de la capacidad de carga ha permitido la zonificación del área de estudio en función de su potencialidad para albergar poblaciones de Trucha Común. El análisis comparativo entre la capacidad de carga y la densidad ha servido para definir el estado de conservación de las poblaciones y, en segundo lugar, conocer las clases de edad que se encuentran afectadas por algún tipo de limitación y determinar cuellos de botella que afectan a la dinámica de la población. Finalmente, se ha efectuado un análisis de las alteraciones presentes en los tramos analizados para identificar los principales factores que están incidiendo sobre las poblaciones estudiadas.

Este tipo de estudios resulta de gran interés para la planificación pues define los criterios de manejo de las poblaciones y permite establecer medidas y directrices de gestión encaminadas a la conservación y a la explotación sostenible de la especie.

No obstante, el análisis de la capacidad de carga no puede ser entendido si no es dentro del contexto de estudios ecológicos integrales (por ejemplo, Almodóvar *et al.* 2006) en los que se analicen los diversos aspectos de la ecología de las poblaciones estudiadas y de su dinámica poblacional. La correcta gestión de las poblaciones implica tener un conocimiento profundo acerca de su dinámica poblacional, patrones de crecimiento y reproducción, y de sus rasgos característicos de comportamiento en relación a la selección de hábitat, territorialidad o los movimientos migratorios. En este marco es donde se integran los estudios de capacidad de carga y de donde deriva su utilidad para la gestión de la especie.

## 8. Conclusiones

---

## 8. Conclusiones

---

1. Se han elaborado curvas de preferencia de hábitat locales y por clases de edad para la Trucha Común *Salmo trutta* respecto a las variables profundidad, velocidad e índice de cauce.
2. El uso del hábitat por las poblaciones de Trucha Común de Navarra fue selectivo y dependiente del tamaño corporal, la disponibilidad del medio y las interacciones entre las variables de microhábitat.
3. Los alevines de Trucha Común seleccionan posiciones dentro del cauce con poca profundidad, elevada velocidad de corriente y cercanas a elementos que puedan ofrecer refugio frente a las altas velocidades. Es decir, seleccionan posiciones con una alta rentabilidad energética.
4. La Trucha Común al aumentar su tamaño corporal selecciona hábitats de mayor profundidad, menor velocidad de corriente, sustratos más gruesos (bloques y roca madre) y con mayor disponibilidad de refugio.
5. Existen diferencias muy significativas en el Hábitat Potencial Útil (HPU) de las distintas clases de edad entre las localidades. El HPU de la clase de edad 0+ está controlado por la interacción entre la velocidad de corriente y el refugio disponible frente a la velocidad de corriente. Esta interacción está condicionada por el porcentaje de gravas en las localidades de cabecera. El HPU de la clase de edad 1+ está determinado por la profundidad y el refugio total disponible. El HPU de las clases de edad mayores de 1+ depende de la interacción entre la profundidad y el refugio combinado disponible, relacionado con la proporción de zonas de poza.
6. La cantidad y calidad del hábitat disponible es un factor determinante de la abundancia de las poblaciones de Trucha Común en los ríos de Navarra. El HPU explica un 69, 68 y 40% de las variaciones observadas en la densidad de las clases de edad 0+, 1+ y mayores de 1+, respectivamente, entre las localidades estudiadas.
7. El tamaño del territorio defendido por la Trucha Común se incrementa al aumentar su longitud furcal según el modelo:  $\text{Log}_{10} T = 1.788 \cdot \text{Log}_{10} L - 1.987$  ( $F_{1,361}=931.48$ ,  $p<0.0001$ ,  $R^2=0.72$ ), donde T es el tamaño de territorio en  $\text{m}^2$ , y L es la longitud furcal en cm.
8. El modelo de tamaño de territorio desarrollado en ríos de la península Ibérica difiere significativamente de los modelos presentados en trabajos anteriores de Trucha Común en otras zonas de su área de distribución y de los obtenidos en otras especies de salmónidos. Ello indica que la relación entre el tamaño corporal y del territorio presenta no sólo diferencias interespecíficas sino también intraespecíficas debidas a adaptaciones locales particulares.

9. Se ha realizado una estima de la capacidad de carga total y por clases de edad de la Trucha Común en 37 localidades de la cuenca del Ebro. Se han observado diferencias significativas en las capacidades de carga estimadas entre las localidades estudiadas. Se han distinguido cuatro grupos de localidades caracterizadas por presentar capacidades de carga muy altas (media 10714.9 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 8202-14799 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), altas (media 5235.3 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 4831-6136 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ), medias (media 3367.6 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 2744-4137 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ) o bajas (media 2073.3 truchas  $\text{ha}^{-1}$ , rango 1316-2666 truchas  $\text{ha}^{-1}$ ).
10. En las localidades que presentan tasas de ocupación altas las hay con capacidades de carga desde muy altas a bajas. Las localidades con capacidades de carga muy altas tienen valores de HPU para las truchas 0+ y 1+ significativamente mayores que el resto. Las localidades con capacidades de carga medias y altas se diferencian entre sí principalmente porque la disponibilidad de hábitat para las truchas mayores de 1+ es significativamente menor en las primeras. Las localidades con capacidad de carga baja presentan una disponibilidad de hábitat para todas las clases de edad significativamente menor que el resto. Todas las localidades con tasa de ocupación potencial baja tienen capacidades de carga medias o bajas. La diferencia en las capacidades de carga estimadas estriba en que las condiciones del hábitat para alevines y juveniles son significativamente mejores en las localidades con capacidades de carga medias.
11. Se observaron diferencias significativas en la relación densidad-capacidad de carga total del tramo (relación D/CC) entre las localidades estudiadas. Se distinguieron cuatro grupos de localidades, definidos por presentar relaciones D/CC altas (superiores al 86%), medias (70-86%), bajas (35-70%) o muy bajas (inferiores al 35%). Todas las localidades con relaciones D/CC inferiores a 78% se encuentran significativamente por debajo de la capacidad de carga. Las localidades con relaciones D/CC totales inferiores al 60% tienen todas las clases de edad significativamente por debajo de la capacidad de carga.
12. Las condiciones del hábitat tanto en el periodo de estiaje como de emergencia limitan la abundancia de alevines, y su influencia relativa depende de las características particulares del régimen de caudales y de los elementos estructurales del río. En poblaciones inalteradas o con un bajo nivel de alteración, la explotación por pesca deportiva fue el principal factor limitante en la densidad de adultos.



13. Los ríos pertenecientes a la cuenca del Aragón son los que muestran un mejor estado de conservación, ya que la mayor parte de los tramos estudiados presentan una relación densidad-capacidad de carga alta. Los ríos de las cuencas del Arga y del Ega exhiben un peor estado, con más de un 40% de los tramos presentando una relación densidad-capacidad de carga baja o muy baja. La cuenca del Ega muestra una mayor degradación, ya que ninguno de los cinco tramos estudiados tiene una relación densidad-capacidad de carga alta.
14. El estado de conservación de las poblaciones de Trucha Común en la cuenca del Aragón está determinado tanto por la existencia de condiciones ambientales limitantes (régimen de caudales y temperatura del agua) como por la presencia de alteraciones de origen antrópico (número de presas). En las cuencas del Arga y Ega, el porcentaje de tierras agrícolas y el número de presas son los factores que muestran una mayor influencia sobre la relación densidad-capacidad de carga. El principal efecto negativo de las actividades agrícolas es la contaminación del agua, hecho que se refleja en la inclusión de la concentración de nitritos como una de las variables explicativas del estado de conservación de las poblaciones.

## 9. Bibliografía

---

## 9. Bibliografía

---

- Adams, E.S. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 277-303.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 257-284.
- Allan, J.D., Erickson, D.L. & Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149–61.
- Allen, K.R. 1951. The Horokiwi stream: a study of a trout population. *Fisheries Bulletin, New Zealand* 10: 1-238.
- Allen, K.R. 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams. En Northcote, T.G. (ed.), “Symposium on salmon and trout in streams”. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. British Columbia, Vancouver, pp. 3-18.
- Almodóvar, A. 1999. Variabilidad ecológica de la Trucha común *Salmo trutta* en el centro de España. Implicaciones para su conservación y gestión. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 508 pp.
- Almodóvar, A. 2001. La Trucha Común hacia una nueva estrategia de conservación. En Doadrio, I. (ed.), “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España”. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, pp. 303-311.
- Almodóvar, A. 2002. La Trucha Común hacia una nueva estrategia de conservación. En Doadrio, I. (ed.), “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España”. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, pp. 303-311.
- Almodóvar A. & Nicola, G.G. 1998. Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications. *Italian Journal of Zoology* 65: 539-543.
- Almodóvar A. & Nicola, G.G. 1999. Short-term effects of a small hydropower station upon brown trout (*Salmo trutta* L.) and macrobenthos in the Hoz Seca river (Tagus River, Spain). *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 477-484.
- Almodóvar, A. & Nicola, G.G. 2004. The effects of fishery management on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* L. *Fisheries Management and Ecology* 11: 173-182.
- Almodóvar, A., García-Marín, J.L., Nicola, G.G., Machordom, A., Pla, C., Sanz, N. & Suárez, J. 1999. Variabilidad ecológica y genética de la Trucha común *Salmo trutta* en el sistema Central. Directrices de gestión y conservación. Memoria Final Proyecto INIA SC95/005, 253 pp.

- Almodóvar, A., Nicola, G.G. & Suárez, J. 2000. La trucha. Un pez en crisis. *Biológica* 48: 44-52.
- Almodóvar, A., Suárez, J., Nicola, G.G. & Nuevo, M. 2001. Genetic introgression between wild and stocked brown trout *Salmo trutta* in the Douro River Basin (Spain). *Journal of Fish Biology* 59: 68-74.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G. & Suárez, J. 2002. Effects of fishery management on populations of brown trout *Salmo trutta* in central Spain. En Collares-Pereira, M.J., Cowx, I. & Coelho, M.M. (eds.), "Conservation of Freshwater Fishes: Options for the future", Oxford, Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 337-345.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Elvira, B., Ayllón, D., Leal, S. & Parra, I. 2006. Análisis de la dinámica poblacional e incidencia de la pesca deportiva de la Trucha Común en Navarra. Determinación de la capacidad de carga de los ríos y desarrollo de modelos para la gestión y conservación de las poblaciones. Memoria Final Convenio Gobierno de Navarra-Universidad Complutense de Madrid, 3369 pp.
- Almodóvar A, Nicola GG, Elvira B & García-Marín, J.L. 2006b. Introgression variability among Iberian brown trout Evolutionary Significant Units: the influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology* 51 (6): 1175-1187.
- Amoros C. & Petts, G.E. 1993. *Hydrosystèmes fluviaux*. Paris, Masson, 295 pp.
- Anderson, R.M. & Nehring, R.B. 1984. Effects of catch and release regulation on a wild trout population in Colorado and its acceptance by anglers. *North American Journal of Fisheries Management* 4: 257-265.
- Angermeier, P.L. 1987. Spatiotemporal variation in habitat selection by fishes in small Illinois streams. En Matthews, W.J. & Heins, D.C. (eds.), "Community and evolutionary ecology of North American stream fish". University of Oklahoma Press, Norman, pp. 52-60.
- Armstrong, J.D. 1997. Self-thinning in juvenile sea trout and other salmonid fishes revisited. *Journal of Animal Ecology* 66 (4): 519-526.
- Arthington A.H. 1991. The ecological and genetic impacts of introduced freshwater fishes in Australia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Suppl.* 48: 1: 33-44.
- Arthington A.H., Hamlet S. & Bluhdorn D.R. 1990. The role of habitat disturbance in the establishment of introduced warm-water fishes in Australia. En Pollard, D.A. (ed.), "Introduced and translocated fishes and their ecological effects". Proceedings No. 8. Canberra, Bureau of Rural Resources, Australian Govt. Pub. Service, pp. 61-66.

- Arthington, A.H. & Welcomme, R.L. 1995. The condition of large river systems of the world. En Voigtlander, C.W. (ed.), Proceedings of the world fisheries congress. New Delhi, Oxford and IBH Publishing Co, pp. 44-75.
- Arthington, A.H., Lorenzen, K., Pusey, B.J., Abell, R., Halls, A.S., Winemiller, K.O., Arrington, D.A. & Baran, E. 2004. River fisheries: Ecological basis for management and conservation. En Welcomme, R. & Petr, T. (eds.), "Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume I". FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand. RAP Publication 2004/16, pp. 21-60.
- Avery, E.L. & Hunt, R.L. 1981. Population dynamics of wild brown trout and associated sport fisheries in four Central Wisconsin streams. Wisconsin Department of Natural Resources, Technical Bulletin 121, 26 pp.
- Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free ranging wild and hatchery brown trout in a stream. Transactions of the American Fisheries Society 113 (1): 1-32.
- Baglinière, J.L. & Arribé-Moutounet, D. 1985. Micro-repartition des populations de truite commune (*Salmo trutta* L.) d'un ruisseau breton (France). II – Les géniteurs migrants. Acta Oecologica. Oecologia Applicata 8: 201-215.
- Bain, M.B., Finn, J.T., Gerardi Jr, L.J., Ross, M.R. & Saunders Jr, W.P. 1982. An evaluation of methodologies for assessing the effects of flow fluctuations on stream fish. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 82 (63): 1-199.
- Baker, E.A. & Coon, T.G. 1997. Development and evaluation of alternative habitat suitability criteria for brook trout. Transactions of the American Fisheries Society 126 (1): 65-75.
- Baldrige, J.E., & Amos, D. 1981. A technique for determining fish habitat suitability criteria: a comparison between habitat utilization and availability. En Armantrout, N.B. (ed.), "Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information". Proceedings of a symposium, Portland, Oregon. American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, pp 251-258.
- Baran, P. 1995. Analyse de la variabilité des abondances de truites communes (*Salmo trutta* L.) dans les Pyrénées centrales françaises. Thesis, Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Toulouse, France.
- Baran P., Delacoste, M., Poizat, G., Lascaux, J.M., Lek, S. & Belaud, A. 1995. Approche multéchelles des relations entre les caractéristiques de l'habitat et les populations de truites (*Salmo trutta* L.) dans les Pyrénées centrales. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 339: 399-406.
- Baran P., Lek, S., Delacoste, M. & Belaud, A. 1996. Stochastic models that predict trout population density or biomass on a mesohabitat scale. Hydrobiologia 337: 1-9.

- Baran P., Delacoste, M. & Lascaux, J.M. 1997. Variability of mesohabitat used by brown trout populations in French central Pyrenees. Transactions of the American Fisheries Society 126: 747-757.
- Bardonnet, A. & Heland, M. 1994. The influence of potential predators on the habitat preferenda of emerging brown trout. Journal of Fish Biology 45 (suppl. A): 131-142.
- Bartlett, F. & Neumann, D. 1998. Sensitivity of brown trout alevins (*Salmo trutta* L.) to nitrite at different chloride concentrations. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 60: 340-346.
- Bayley, P.B. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems. BioScience 45: 153-158.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell Science Ltd., 3<sup>a</sup> ed., Oxford, 1068 pp.
- Belaud, A., Chaverroche, P., Lim, P. & Sabaton, C. 1989. Probability of use curves applied to brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in rivers of southern France. Regulated Rivers: Research & Management 3: 321-336.
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society Series B 57: 289-300.
- Berman, C.H. & Quinn, T.P. 1991. Behavioural thermoregulation and homing by spring chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum), the Yakima River. Journal of Fish Biology 39: 301-321.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigations Series II. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.
- Bickel, D. 2003. Error-rate and decision-theoretic methods of multiple testing. Working paper. Medical College of Georgia.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. Oikos 29: 112-117.
- Bohlin, T. 1978. Temporal changes in the spatial distributions of juvenile sea-trout *Salmo trutta* in a small stream. Oikos 30: 114-120.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing. Theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.
- Boisclair, D. 2001. Fish habitat modeling: from conceptual framework to functional tools. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 1-9.

- Boon, P.J., Calow, P. & Petts, G.E. (eds.) 1992. River Conservation and Management. Chichester, UK, John Wiley and Sons, 470 pp.
- Booth, D.B. & Jackson, C.R. 1997. Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 311–323.
- Borchardt, D. 1993. Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for habitat restoration in lowlands streams. *Freshwater Biology* 29: 221-227.
- Bourgeois, G., Cunjak, R.A. & Caissie, D. 1996. A spatial and temporal evaluation of PHABSIM in relation to measured density of juvenile Atlantic salmon in a small stream. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 154-166.
- Bourque, C.P.A. & Pomeroy, J.H. 2001. Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison. *Hydrology and Earth System Science* 5: 599-613.
- Bovee, K.D. 1978. Probability-of-use criteria for the family Salmonidae. Instream Flow Information Paper No. 4. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS/78/07).
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper 12, U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, CO.
- Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. Washington, DC: USDI Fish and Wildlife Service. Instream Flow Information Paper #21 FWS/OBS-86/7, 235 pp.
- Bovee, K.D. & Milhous, R.T. 1978. Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and technique. Instream Flow Information Paper N°. 5. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS/78/33).
- Bovee, K.D., Newcomb, T.J. & Coon, T.G. 1994. Relations between habitat variability and population dynamics of bass in the Huron River, Michigan. *National Biological Survey Biological Report* 21, 63 pp.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. & Henriksen, J. 1998. Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-98/04, 131 pp.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.

- Boyer, E.W., Goodale, C.L, Jaworski, N.A. & Howarth, R. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 137-169.
- Bozek, M.A. & Rahel, F.J. 1992. Generality of microhabitat suitability models for young Colorado River cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki pleuriticus*) across sites and among years in Wyoming streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 552-564.
- Brännäs, E., Jonsson, S. & Lundqvist, H. 2003. Influence of food abundance on individual behaviour strategy and growth rate in juvenile brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Zoology* 81: 684-691.
- Bremset, G. 2000. Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes* 59: 163-179.
- Bridcut, E.E. & Giller, P.S. 1993. Diet variability in relation to season and habitat utilisation in brown trout, *Salmo trutta* L. in a southern Irish stream. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences* 118: 17-24.
- Brocksen, R.W. & Wisniewski, J. 1988. Restoration of aquatic and terrestrial systems. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 501 pp.
- Brown, J.L. 1964. The evolution of diversity in avian territorial systems. *Wilson Bulletin* 76: 160-169.
- Bruton, M.N. 1995. Have fishes had their chips? The dilemma of threatened fishes. *Environmental Biology of Fishes* 43: 1-27.
- Bryce, S.A., Larsen, D.P., Hughes, R.M. & Kaufmann, P. 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a mid-Appalachian case study. *Journal of the American Water Resources Association* 35: 23-36.
- Bult, T.P., Riley, S.C, Haedrich, R.L., Gibson, R.J. & Heggenes, J. 1999. Density-dependent habitat selection by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in experimental riverine habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1298-1306.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30 (4): 492-507.
- Bunt, C.M., Cooke, S.J., Katopodis, C. & McKinley, R.S. 1999. Movement and summer habitat of brown trout (*Salmo trutta*) below a pulsed discharge hydroelectric generating station. *Regulated Rivers: Research & Management* 15 (5): 395-403.



- Burkhead, N.M. & Jelks, H.L. 2001. Effects of suspended sediment on the reproductive success of the tricolor shiner, a crevice-spawning minnow. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 959-968.
- Caley, M.J., Carr, M.H., Hixon, M.A., Hughes, T.P., Jones, G.P. & Menge, B.A. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 477-500.
- Campbell, R.F. & Neuner, J.H. 1985. Seasonal and diurnal shifts in habitat utilized by resident rainbow trout in western Washington Cascade Mountain streams. En Olson, F.W., White, R.G. & Hamre, R.H. (eds.), "Proceedings of the Symposium on Small Hydropower and Fisheries". American Fisheries Society, Bethesda, pp. 39-48.
- Capra, H., Sabaton, C., Gouraud, V., Souchon, Y. & Lim, P. 2003. A population dynamics model and habitat simulation as a tool to predict brown trout demography in natural and bypassed stream reaches. *River Research and Applications* 19 (5-6): 551-568.
- Cardwell, H., Jager, H.I. & Sale, M.J. 1996. Designing instream flows to satisfy fish and human water needs. *Journal of Water Resources Planning And Management* 122 (5): 356-363.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. & Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- Castleberry, D.T., Cech, J.J., Erman, D.C., Hankin, D., Healey, M., Kondolf, G.M., Mangel, M., Mohr, M., Moyle, P., Nielsen, J., Speed, T.P. & Williams, J.G. 1996. Uncertainty and instream flow standards. *Fisheries* 21 (8): 20-21.
- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P. & Capra, H. 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59 (1): 12-22.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. *American Naturalist* 100: 345-357.
- Chapman, L.J., Chapman, C.A., Ogutu-Ohwayo, R., Chandler, M., Kaufman, L. & Keiter, A.E. 1996. Refugia for endangered fishes from an introduced predator in Lake Nabugabo, Uganda. *Conservation Biology* 10: 554-561.
- Charles, S., Bravo De La Parra, R., Mallet, J.P., Persat, H. & Auger, P. 2000. Annual spawning migrations in modelling brown trout population dynamics inside an arborescent river network. *Ecological Modelling* 133: 15-31.

- Chaumot, A., Charles, S., Flammarion, P. & Auger, P. 2003. Do migratory or demographic disruptions rule the population impact of pollution in spatial networks?. *Theoretical Population Biology* 64: 473-480.
- Chaverroche, P. & Sabaton, C. 1989. An analysis of brown trout (*Salmo trutta* L.) habitat: the role of qualitative data from expert advice in formulating probability-of-use curves. *Regulated Rivers: Restoration & Management* 3: 305-319.
- Cheslak, E.F., & García, J.C. 1988. An evaluation of the effects of various smoothing and curve-fitting techniques on the accuracy of suitability functions. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 88 (11): 259-286.
- Clark, R.A. 1992. Influence of stream flows and stock size on recruitment of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in the Chena River, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1027-1033.
- Clay, C.H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Clements, W.H, Carlisle DM, Lazorchak, J.M. & Johnson, P.C. 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications* 10: 626-638.
- Conder, A.L., & Annear, T.C. 1987. Test of weighted usable area estimates derived from a PHABSIM model for instream flow studies on trout streams. *North American Journal of Fisheries Management* 7 (3): 339-350.
- Cooper, C.M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems-a review. *Journal of Environmental Quality* 22: 402-428.
- Cowx, I.G. 1994. Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology* 1: 15-31.
- Cowx, I.G. 1998. Stocking and Introduction of Fish. Oxford: Fishing News Books.
- Cresser, M.S., Smart, R., Billett, M.F., Soulsby, G., Neal, C., Wade, A., Langan, S. & Edwards, A.C. 2000. Modelling water chemistry for a major Scottish river from catchment attributes. *Journal of Applied Ecology* 37: 171-184.
- Crisp D.T., Mann, R.H.K. & McCormack, J.C. 1974. The population of fish Cow Green, Upper Teesdale, before impoundment. *Journal of Applied Ecology* 11: 969-996.
- Crook, D.A. & Robertson, A.I. 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: Implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research* 50: 941-953.

- Cunjak, R.A. & Power, G. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvenius fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1970–1981.
- Cunjak, R.A. & Therrien, J. 1997. Inter-stage survival of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Fisheries Management and Ecology 4: 209–223.
- Daufresne, M., Capra, H. & Gaudin, P. 2005. Downstream displacement of post emergent brown trout: effects of development stage and water velocity. Journal of Fish Biology 67: 599-614.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. Ecology Bulletin 51: 233-239.
- DeGraaf, D.A. & Bain, L.H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. Transactions of the American Fisheries Society 115 (5): 671-681.
- Delacoste, M., Baran, P., Lek, S. & Lascaux, J.M. 1995. Classification et clé de détermination des facies d'écoulement en rivière de montagne. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 337-339: 149-156.
- Delong, M.D. & Brusven, M.A. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. Environmental Management 22: 445-457.
- del Monte-Luna, P., Brook, B.W., Zetina-Rejón, M.J. & Cruz-Escalona, V.H. 2004. The carrying capacity of ecosystems. Global Ecology and Biogeography 13: 485-495.
- Denslinger, T.L., Gast, W.A., Hauenstein, J.J., Heicher, D.W., Henriksen, J., Jackson, D.R., Lazorchick, G.J., McSparran, J.E., Stoe, T.W. & Young, L.M. 1998. Instream flow studies Pennsylvania and Maryland. Susquehanna River Basin Comission, Project ME94002. Publication 191.
- Dill, L. M. 1978. An energy-based model of optimal feeding-territory size. Theoretical Population Biology 14: 396–429.
- Dill, L.M., Ydenberg, R.C. & Fraser, A.H.G. 1981. Food abundance and territory size in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Zoology 59: 1801-1809.
- Doherty, P. & Fowler, T. 1994. An empirical test of recruitment limitation in a coral reef fish. Science 263: 935-939.
- Dunning, J.B., Danielson, J.B. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. Oikos 65: 169-175.

- Dynesius, M. & Nilsson, C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the Northern 3<sup>rd</sup> of the world. *Science* 266: 753-762.
- Eason, P.K. & Stamps, J.A. 1992. The effect of visibility on territory size and shape. *Behavioral Ecology* 3: 166–172.
- Ebersole, J. P. 1980. Food density and territory size: an alternative model and a test on the reef fish *Eupomacentrus leucostictus*. *American Naturalist* 115: 492–509.
- Egglishaw, H. J. & Shackley, P. E. 1982. Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* L. and *S. trutta* L. in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* 21: 141–155.
- Ehrman, T.P. & Lamberti, G.A. 1992. Hydraulic and particulate matter retention in a 3rd-order Indiana stream. *Journal of the North American Benthology Society* 11: 341-349.
- Eklöv, A.G. & Greenberg, L.A. 1998. Effects of artificial instream cover on the density of 0+ brown trout. *Fisheries Management and Ecology* 5: 45-53.
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat, and species richness on brown trout populations. *Journal of Fish Biology* 54:33-43.
- Elliott, J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *Journal of Animal Ecology* 53: 327-350.
- Elliott, J.M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout, *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology* 55: 907-922.
- Elliott, J.M. 1990. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. III. The role of territorial behaviour. *Journal of Animal Ecology* 59: 803–818.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford, UK, 286 pp.
- Elliott, J.M. 1996. The relationship between smolt density and fry density in salmonids. *Journal of Fish Biology* 48: 1030-1032.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 1998. Population regulation in adult, but not juvenile, resident trout (*Salmo trutta*) in a Lake District stream. *Animal Ecology* 67: 280-286.
- Elvira, B. 1990. Iberian endemic freshwater fishes and their conservation status in Spain. *Journal of Fish Biology* 37 (Suppl. A): 231-232.

- Elvira, B. 1995a. Freshwater fishes introduced in Spain and relationships with autochthonous species. En Philipp, D.P., Epifanio, J.M., Marsden, J. E. & Claussen, J.E. (eds.), "Protection of Aquatic Biodiversity, Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 3". New Delhi: Oxford and IBH Publishing, pp. 262-265.
- Elvira, B. 1995b. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33: 103-108.
- Elvira, B. 1995c. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136.
- Elvira, B. 1996. Endangered freshwater fish of Spain. En Kirchhofer, A. & Hefti, D. (eds.), "Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe". Basel: Birkhauser Verlag, pp. 55-61.
- Elvira, B. 1997. Impacto y control de los peces exóticos introducidos en España. En Granado-Lorencio, C. (ed.), "Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica, 1". Sevilla: Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática, pp. 139-151.
- Elvira, B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. En Cowx, I.G., (ed.), "Stocking and Introduction of Fish". Oxford: Fishing News Books, pp. 186-190.
- Elvira, B. 2001. Peces exóticos introducidos en España. En Doadrio, I. (ed.), "Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España". Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza, pp. 267-272.
- Elvira, B. & Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59: 323-331.
- Elvira, B., Nicola, G.G. & Almodóvar, A. 1998. Impacto de las obras hidráulicas en la ictiofauna. Dispositivos de paso para peces en las presas de España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Colección Técnica, 206 pp.
- Fausch, K.D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology* 62: 441-451.
- Fausch, K.D. & Northcote, T.G. 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 682-693.

- Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V. & Li, H.W. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience* 52: 483-98.
- Fausch, K.D. & White, R.J. 1981. Competition between brook trout (*S. fontinalis*) and brown trout (*S. trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 1220-1227.
- Fausch, K.D. & White, R.J. 1986. Competition among juveniles of coho salmon, brook trout, and brown trout in a laboratory stream and implications for Great Lakes tributaries. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 363-381.
- Fernando, R.L., Nettleton, D., Southey, B.R., Dekkers, J.C.M., Rothschild, M.F. & Soller, M. 2004. Controlling the proportion of false positives (PFP) in multiple dependent tests. *Genetics* 166: 611-619.
- Findlay, S., Quinn, J.M., Hickey, C.W., Burrell, G. & Downes, M.. 2001. Effects of land use and riparian flowpath on delivery of dissolved organic carbon to streams. *Limnology and Oceanography* 46: 345-355.
- Fitzpatrick, F.A., Scudder, B.C., Lenz, B.N. & Sullivan, D.J. 2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1489-1507.
- Foley, P. 1994. Predicting extinction times from environmental stochasticity and carrying capacity. *Conservation Biology* 8: 124-137.
- Fagnoud, E. 1987. Preferences d'habitat de la truite fario (*Salmo trutta fario*, L.) 1758) en riviere. (Quelques cours d'eau du Sud-Est de la France). Tesis doctoral. Laboratoire d'Hydroecologie Quantitative. CEMAGREF, Lyon, 435 pp.
- Freeman, M.C., Crawford, M.K., Barret, J.C., Facey, D.E., Flood, M.G., Hill, J., Stouder, D.J. & Grossman, G.D. 1988. Fish assemblage stability in a southern Appalachian stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1949-1958.
- Freeman, M.C., Bowen, Z.H. & Crance, J.H. 1997. Transferability of habitat suitability criteria for fishes in warmwater streams. *North American Journal of Fisheries Management* 17 (1): 20-31.
- Freeman, M.C., Bowen, Z.H., Bovee, K.D. & Irwin, E.R. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* 11 (1): 179-190.

- Frimpong, E.A., Sutton, T.M., Hrodey, P.J., Le Master, D.C., Lim, K.J., Engel, B.A., Simon, T.P. & Lee, J.G. 2005. Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota-landscape association models using multimetric and multivariate responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62 (1): 1-6.
- García, L.V. 2003. Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 553-554.
- García, L.V. 2004. Escaping the Bonferroni iron claw in ecological studies. *Oikos* 105 (3): 657-663.
- García, L.V., Marañón, T., Ojeda, F., Clemente, L. & Redondo, R. 2002. Seagull influence on soil properties, chenopod shrub distribution, and leaf nutrient status in semi-arid Mediterranean islands. *Oikos* 98: 75-86.
- García-Marín, J.L., Jorde, P.E., Ryman, N., Utter, F. & Pla, C. 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture* 95: 235-249.
- Gabriel, J.P., Saucy, F. & Bersier, L.F. 2005. Paradoxes in the logistic equation? *Ecological Modelling* 185: 147-151.
- Genito, D., Gburek, W.J. & Sharpley, A.N. 2002. Response of stream macro invertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology* 17: 109-119.
- Genovese, C.R. & Wasserman, L. 2002. Operating characteristics and extensions of the false discovery rate procedure. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 64: 419-437.
- Gergel, S. E., M. G. Turner & Kratz, T. K. 1999. Scale-dependent landscape effects on north temperate lakes and rivers. *Ecological Applications* 9: 1377-1390.
- Gerking, S.D. 1953. Evidence for the concepts of home range and territory in stream fishes. *Ecology* 34: 347-365.
- Gerking, S.D. 1959. The restricted movement of fish populations. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 34: 221-241.
- Gibbins, C.N. & Accornley, R.M. 2000. Salmonid habitat modelling studies and their contribution to an ecologically acceptable release policy for the Kielder Reservoir, North-East England. *Regulated Rivers: Research & Management* 16: 203-224.
- Gibson, R.J. & Myers, R.A. 2003. A meta-analysis of the habitat carrying capacity and maximum reproductive rate of anadromous alewife in eastern North America. *American Fisheries Society Symposium* 35: 211-221.

- Gido, K.B. & Brown, J.H. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology* 42: 387–399.
- Glozier, N.E., Culp, J.M. & Scrimgeour, G.J. 1997. Transferability of habitat suitability curves for a benthic minnow, *Rhinichthys cataractae*. *Journal of Freshwater Ecology* 12 (3): 379-393.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A. & Finlayson, B.L. 1992. Stream hydrology: an introduction for ecologists. John Wiley & Sons, Chichester, 526 pp.
- Gore, J.A. & Nestler, J.M. 1988. Instream flow studies in perspective. *Regulated Rivers: Research & Management* 2: 93-101.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Gosset, C., Rives, J. & Labonne, J. 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 15 (3): 247-254.
- Gouraud V., Baglinière, J.L., Sabaton, C. & Ombredane, D. 1998. Application d'un modèle de dynamique de population de truite commune (*Salmo trutta*) sur un bassin de Basse-Normandie- calage des fonctions biologiques et premières simulations. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 350/351: 675-691.
- Gouraud, V., Sabaton, C., Baran, P. & Lim, P. 2000. Dynamics of a population of brown trout (*Salmo trutta*) and fluctuations in physical habitat conditions – experiments on a stream in the Pyreness; first results. En Cowx, I.G. (ed.), “Management and Ecology of River Fisheries”. Fishing New Books, pp. 126-142.
- Gouraud, V., Baglinière, J.L., Baran, P., Sabaton, C., Lim, P. & Ombredane, D. 2001. Factors regulating brown trout populations in two French rivers: application of a dynamic population model. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 557-569.
- Gouraud, V., Sabaton, C. & Capara, H. 2004. Role of habitat variability in trout population dynamics: Application of a dynamic population model to three French rivers. *Hydroécologie appliquée* 14 (1):221-244.
- Gowan, C. & Fausch, K.D. 1996. Long-term demographic responses of trout populations to habitat manipulation in six Colorado streams. *Ecological Applications* 6: 931-946.



- Grand, T.C. 1997 Foraging site selection in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): ideal free distributions of unequal competitors. *Animal Behaviour* 53: 185-196.
- Grand, T.C. & Dill, L.M. 1997. The energetic equivalence of cover to juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*): ideal free distribution theory applied. *Behavioural Ecology* 8: 437-447.
- Grant, J.W.A. 1990. Aggressiveness and the foraging behaviour of young-of-the-year brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 915-920.
- Grant, J.W.A. 1997. Territoriality. En Godin, J-G.J. (ed.), "Behavioural ecology of teleost fishes". Oxford University Press, Oxford, pp. 81-103.
- Grant, J.W.A. & Kramer, D.L. 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47 (9): 1724-1737.
- Grant, J.W.A. & Noakes, D.L.G. 1988. Aggressiveness and foraging mode of young-of-the-year brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Pisces, Salmonidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 22: 435-445.
- Grant, J.W.A., Noakes, D.L.G. & Jonas, K.M. 1989. Spatial distribution of defence and foraging in young-of-the-year brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *Journal of Animal Ecology* 58: 773-784.
- Grant, J.W.A., Steingrimsson, S.O., Keeley, E.R. & Cunjak, R.A. 1998. Implications of territory size for the measurement and prediction of salmonid abundance in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Suppl. 1): 181-190.
- Greenberg, L., Svendsen, P. & Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 287-303.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A. & Cummins, K.W. 1991. Anecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* 41: 540-551.
- Groshens, T.P. & Orth, D.J. 1993. Transferability of habitat suitability criteria for smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*. *Rivers* 4(3): 194-212.
- Grossman, G.D., Moyle, P.B. & Whitaker, J.O. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indian stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist* 120: 423-454.

- Guensch, G.R., Hardy, T.B. & Addley, R.C. 2001. Examining feeding strategies and position choice of drift-feeding salmonids using an individual-based, mechanistic foraging model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 446-457.
- Gup, T. 1994. Dammed from here to eternity: dams and biological integrity. *Trout* 35: 14-20.
- Gurnell, A.M., Gregory, K.J. & Petts, G.E. 1995. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. *Aquatic Conservation* 5: 143-166.
- Hancock, P.J. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 763-781.
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S. & Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 95: 14843-14847.
- Harestad, A.S. & Bunnell, F.L. 1979. Home range and body weight: a reevaluation. *Ecology* 60: 389-402.
- Harpman, D.A., Sparling, E.W. & Waddle, T.J. 1993. A methodology for quantifying and valuing the impacts of flow changes on a fishery. *Water Resources Research* 29 (3): 575-582.
- Harris, D.D., Hubert, W.A. & Wesche, T.A. 1992. Habitat use by young-of-the-year brown trout and effects on weighted usable area. *Rivers* 3 (2): 99-105.
- Hart, P.J.B. 1993. Teleost Foraging: facts and theories. En Pictcher, T.J. (ed.), "Behaviour of Teleost Fishes". Fish and Fisheries Series 7, Chapman and Hall, London, pp. 253-284.
- Harvey, B.C. 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 851-855.
- Hayes, D.B., Ferreri, C.P. & Taylor, W.W. 1996. Linking fish habitat to their population dynamics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (Suppl. 1): 383-390.
- Hayes, J.W. & Jowett, I.G. 1994. Microhabitat models of large drift-feeding brown trout in three New Zealand rivers. *American Journal of Fisheries Management* 14: 710-725.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64: 74-90.

- Heggenes, J. 1994. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S. salar*) in spatially and temporally heterogeneous streams: implications for hydraulic modelling. En "Proceedings of the 1st International Conference on Habitat Hydraulics". International Association of Hydraulic Research, Trondheim, Norway, pp 12-30.
- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *Journal of Animal Ecology* 62: 295-308.
- Heggenes, J., Saltveit, S.J., Vaskinn, K.A. & Lingaas, O. 1994. Predicting fish habitat use responses to changes in water flow regime: Modelling critical minimum flows for Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *S. trutta*. En "Proceedings of the 1st International Conference on Habitat Hydraulics". International Association of Hydraulic Research, Trondheim, Norway, pp. 124-142.
- Heggenes, J., Saltveit, S.J., Lingaas, O. 1996. Predicting fish habitat use responses to changes in water flow: Modelling critical minimum flows for Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *S. trutta*. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 331-344.
- Heggenes, J., Braband, A. & Saltveit, S.K. 1991. Microhabitat use by brown trout, *Salmo trutta*, and Atlantic salmon, *S. salar*, in a stream: a comparative study of underwater and river bank observations. *Journal of Fish Biology* 38: 259-266.
- Heggenes, J. & Traaen, T. 1988. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology* 32: 717-727.
- Heggenes, J., & Saltveit, S.J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L. *Journal of Fish Biology* 36: 707-720.
- Heland, M. 1999. Social organization and territoriality in brown trout juveniles during ontogenesis. En Bagliniere, J.L. & Maisse, G. (eds.), "Biology and ecology of the brown trout and sea trout". Springer-Praxis Series in Aquaculture and Fisheries. Praxis Publishing Ltd., Chichester, U.K., pp. 115-143.
- Henley, W.F., Patterson, M.A., Neves, R.J. & Lemly, A.D. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8: 125-139.

- Hicks, B.J. & Reeves, G.H. 1994. Restoration of stream habitat for fish using instream structures. En Collier, K.J. (ed.), "Restoration of aquatic habitats. Selected papers from the second day of the New Zealand Limnological Society 1993 Annual Conference". Department of Conservation, Wellington, pp. 67-91.
- Hilborn, R. & Ludwig, D. 1993. The limits of applied ecological research. *Ecological Applications* 3: 550-552.
- Hilborn, R., Walters, C.J. & Ludwig, D. 1995. Sustainable exploitation of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 45-67.
- Hilderbrand, R.H. 2003. The roles of carrying capacity, immigration, and population synchrony on persistence of stream-resident cutthroat trout. *Biological Conservation* 110:257-266.
- Hixon, M.A. 1980. Food production and competitor density as the determinants of feeding territory size. *American Naturalist* 115: 510-530.
- Hixon, M.A. 1981. An experimental analysis of territoriality in the California reef fish *Embiotoca jacksoni* (Embiotocidae). *Copeia* 1981: 653-665.
- Hochberg, Y. 1988. A sharper Bonferroni procedure for multiple tests of significance. *Biometrika* 75: 800-803.
- Hochberg, Y. & Benjamini, Y. 1990. More powerful procedures for multiple significance testing. *Statistics in Medicine* 9: 811-818.
- Holm, S. 1979. A simple sequential rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65-70.
- Horwitz, R.J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional of stream fishes. *Ecological Monographs* 48: 307-321.
- Hudson, H.R., Byrom, A.E. & Chadderton, W.L. 2003. A critique of IFIM-instream habitat simulation in the New Zealand context. *Science for Conservation* 231, 69 pp.
- Huet, M. 1959. Profiles and biology of Western European streams as related to fish management. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 155-163.
- Hugues, N.F. 1992a. Ranking of feeding positions by drift-feeding Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in dominance hierarchies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1994-1998.
- Hugues, N.F. 1992b. Selection of positions by drift-feeding salmonids in dominance hierarchies: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1999-2008.

- Hugues, N.F. & Dill, L.M. 1990. Position choice by drift-feeding salmonids: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2039-2048.
- Huntingford, F.A., Metcalfe, N.B. & Thorpe, J.E. 1988. Choice of feeding station in Atlantic salmon, *Salmo salar*, parr: effects of predation risk, season, and life history strategy. *Journal of Fish Biology* 33: 917-924.
- Hunsaker, C.T. & Levine, D.A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *Bioscience* 45: 193-203.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia in Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hutchinson, G.E. 1978. An introduction to population ecology. Yale University Press, New Haven, 491 pp.
- Imre, I., Grant, J.W.A. & Keeley, E.R. 2002. The effect of visual isolation on territory size and population density of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 303-309.
- Imre, I., Grant, J.W.A. & Keeley, E.R. 2004. The effect of food abundance on territory size and population density of juvenile steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Oecologia* 138: 371-378.
- Irvine, J.R., Jowett, I.G. & Scott, D. 1987. A test of the instream flow incremental methodology for underyearling rainbow trout, *Salmo gairdnerii*, in experimental New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 35-40.
- Jager, H.I., De Angelis, D.L., Sale, M.J., Van Winkle, W., Schmoyer, D.D., Sabo, M.J., Orth, D.J. & Lukas, J.A. 1993. An individual-based model for smallmouth bass reproduction and young-of-year dynamics in streams. *Rivers* 4: 91-113.
- Jager, H.I., Cardwell, H.E., Sale, M.J., Bevelhimer, M.J., Coutant, C.C. & Van Winkle, W. 1997. Modelling the linkages between flow management and salmon recruitment in rivers. *Ecological Modelling* 103: 171-191.
- Jenkins, T.M. Jr. 1969. Social structure, position choice, and micro-distribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal Behaviour Monographs* 2: 56-123.
- Jenkins, T.M. Jr., Diehl, S., Kratz, K.W. & Cooper, S.D. 1999. Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology* 80: 941-956.
- Jennions, M.D. & Moller, A.P. 2003. A survey of the statistical power of research in behavioral ecology and animal behavior. *Behavioral Ecology* 14: 438-445.

- Johnson, I.W., Elliot, C.R.N. & Gustard, A. 1995. Using the IFIM to model salmonid fish habitat in the River Allen, England. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 337/338/339: 355-363.
- Johnson, L.B., Breneman, D.H. & Richards, C. 2003. Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications* 19: 199-218.
- Johnson, L.B., Richards, C., Host, G.E. & Arthur, J.W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 193-208.
- Johnsson, J.I., Carlsson, M. & Sundström, L.F. 2000. Habitat preference increases territorial conflicts in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48: 373-377.
- Johnsson, J.I. & Forser, A. 2002. Residence duration influence the outcome of territorial defence in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51: 282-286.
- Johnsson, J.I., Rydeborg, A. & Sundström, L.F. 2004. Predation risk and the territory value of cover: an experimental study. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 56 (4): 388-392.
- Jones, A.N. 1975. A preliminary study of fish segregation in salmon spawning streams. *Journal of Fish Biology* 7: 95-104.
- Jowett, I.G. 1990. Factors related to the distribution and abundance of brown and rainbow trout in New Zealand clear-water rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 429-440.
- Jowett, I.G. 1992. Models of the abundance of large brown trout in New Zealand rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 12 (3): 417-432.
- Jowett I.G. & Richardson, J. 1989. Effects of a severe flood on instream habitat and trout populations in seven New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 11-17.
- Junk W.J. 2002. Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. *Environmental Conservation* 29: 414-435.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. En D.P. Dodge (ed.): *Proceedings of the international large rivers symposium*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Pub.* 106: 110-127.

- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. Trutta* L.). Inst. Freshw. Res. Drottingholm Rep. 39: 55-98.
- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. & Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publication 5, Illinois Natural History Survey. Champaign, Illinois, 28 pp.
- Kaya, C.M., Kaeding, L.R. & Burkhalter, D.E. 1977. Use of a cold-water refuge by rainbow and brown trout in a geothermally heated stream. Progressive Fish Culturist 39: 37-39.
- Keeley, E.R. 2000. An experimental analysis of territory size in juvenile steelhead trout. Animal Behaviour 59: 477-490.
- Keeley, E.R. 2001. Demographic responses to food and space competition by juvenile steelhead trout. Ecology 82: 1247-1259.
- Keeley, E.R. & Grant, J.W.A. 1995. Allometric and environmental correlates of territory size in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 186-196.
- Keeley, E.R. & McPhail, J.D. 1998. Food abundance, intruder pressure, and body size as determinants of territory size in juvenile steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). Behaviour 135: 65-82.
- Keleher, C.J. & Rahel, F.J. 1996. Thermal limits to salmonid distributions in the Rocky Mountain region and potential habitat loss due to global warming: A Geographic Information System (GIS) approach. Transactions of the American Fisheries Society 125 (1): 1-13.
- Kelly-Quinn M. & J.J. Bracken 1988. Brown trout, *Salmo trutta* L., production in an Irish coastal stream. Aquaculture and Fisheries Management 19: 69-95.
- Kennedy, G.J.A. & Strange, C.D. 1982. The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. Journal of Fish Biology 20: 579-591.
- Klauda, R., Kazyak, P., Stranko, S., Southerland, M.T., Roth, N.E. & Chaillou, J. 1998. Maryland biological stream survey: a state agency program to assess the impact on anthropogenic stress on stream habitat quality and biota. Environmental Monitoring and Assessment 51: 299-316.
- Knapp, R.A., Vredenburg, V.T. & Matthews, K.R. 1998. Effects of stream channel morphology on golden trout spawning habitat and recruitment. Ecological Applications 8: 1104-1117.

- Kocik, J.F. & Taylor, W.W. 1996. Effect of juvenile steelhead on juvenile brown trout habitat use in a low-gradient Great Lakes tributary. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 244-252.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., *et al.* 2002. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environmental Science & Technology* 36: 1202-1211.
- Kondolf, F.M., Larsen, E.W. & Williams, J.G. 2000. Measuring and modelling the hydraulic environment for assessing instream flows. *North American Journal of Fisheries Management* 20:1016-1028.
- Lambert, T.R. & Hanson, D.F. 1989. Development of habitat suitability criteria for trout in small streams. *Regulated Rivers: Research & Management* 3 (4): 291-303.
- Lammert, M. & Allan, J.D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- Lamouroux, N., Olivier, J.M., Persat, H., Pouilly, M., Souchon Y. & Statzner, B. 1999. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology* 42: 1-25.
- Lancaster, J. & Hildrew, A.G. 1993. Characterizing in-stream flow refugia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 1663-1675.
- Lande, R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Researches on Population Ecology* 40: 259-269.
- Latterell, J.J., Fausch, K.D., Gowan, C. & S.C. Riley. 1998. Relationship of trout recruitment to snowmelt runoff flows and adult trout abundance in six Colorado mountain streams. *Rivers* 6 (4): 240-250.
- Law, R. & Grey, D.R. 1989. Evolution of yields from populations with age-specific cropping. *Evolutionary Ecology* 3: 343-359.
- Lehane, B.M., Giller, P.S., O'halloran, J., Smith, C. & Murphy, J. 2002. Experimental provision of large woody debris in streams as a trout management technique. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12 (3): 289-311.
- Lenat, D.R. 1984. Agriculture and stream waterquality-a biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8: 333-343.
- Lenat, D.R. & Crawford, J.K. 1994. Effects of landuse on water-quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294: 185-99.
- Leslie, P.H. 1945. The use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.



- Lessard, J.L. & Hayes, D.B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrates communities below small dams. *River Research and Applications* 19 (7): 721-732.
- Liebig, H., Céréghino, R., Lim, P., Belaud, A. & Lek, S. 1999. Impact of hydropeaking on the abundance of juvenile brown trout in a Pyrenean stream. *Archiv Für Hydrobiologie* 144: 439-454.
- Liess, M. & Schulz, R. 1999. Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 1948-1955.
- Ligon, F.K., Dietrich, W.E. & Trush, W.J. 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience* 45 (3): 183-192.
- Lima, S.L. 1984. Territoriality in variable environments: a simple model. *The American Naturalist* 124: 641-655.
- Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S.E., Lluch-Cota, D.B. & Hernández-Vázquez, S. 1999. La Variabilidad oceánica interanual y su impacto sobre las pesquerías. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 49: 219-227.
- Loar, V. (ed.).1984. Application of habitat evaluation models in southern Appalachian trout streams. Oak Ridge National Laboratory, ORNL/TM-9323, Oak Ridge, Tennessee.
- Lobón-Cerviá, J. 2005. The importance of recruitment for the production dynamics of stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2484-2493.
- Lobón-Cerviá, J. & Rincón, P. A. 2004. Environmental determinants of recruitment and their influence on the population dynamics of stream-living brown trout *Salmo trutta*. *Oikos* 105: 641-646.
- Lomnicki, A. 1988. Population ecology of individuals. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Lomnicki, A. & Slobodkin, L.B. 1966. Floating in *Hydra littoralis*. *Ecology* 47: 881-889.
- López-Sepulcre, A. & Kokko, H. 2005. Territorial defense, territory size, and population regulation. *The American Naturalist* 166 (3): 317-329.
- Lotka, A. 1925. Meeting on the problem of forecasting city populations with special reference to New York city. *Journal of the American Statistical Association* 20: 569-570.

- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J.J., Hendrickson, O.J., Leonard, R. & Asmussen, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34: 374-377.
- Luckenbach, T., Kilian, M., Triebkorn, R. & Oberemm, A. 2003. Assessment of the developmental success of brown trout (*Salmo trutta*) embryos in two differently polluted streams in Germany. *Hydrobiologia* 490: 53-62.
- Lyons, J., Trimble, S.W. & Paine, L.K. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 919-930.
- Maddock, I.P. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391.
- Maddock, I., Thoms, M., Jonson, K., Dyer, F. & Lintermans, M. 2004. Identifying the influence of channel morphology on physical habitat availability for native fish: application to the two-spined blackfish (*Gadopsis bispinosus*) in the Cotter River, Australia. *Marine and Freshwater Research* 55: 173-184.
- Magnuson, J.J., Crowder, L.B. & Medvick, P.A. 1979. Temperature as an ecological resource. *American Zoologist* 19: 331-343.
- Maher, C.R. & Lott, D.F. 1995. Definitions of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing systems. *Animal Behavior* 49: 1581-1597.
- Mainstone, C.P. & Parr, W. 2002. Phosphorus in rivers-ecology and management. *Science of the Total Environment* 282: 25-47.
- Maki-Petays, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P. & Kreivi, P. 1997. Seasonal changes in habitat use and preferences by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 520-530.
- Mallet, J.P., Lamouroux, N., Sagnes, P. & Persat, H. 2000. Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology* 56: 1312-1326.
- Malthus, R. 1798. An essay on the principle of population, as it affects the future improvement of society with remarks on the speculations of Mr. Godwin, Mr. Condorcet, and other writers. Johnson, J. (Ed.), London, UK, 396 pp.
- Mangel, M. & Tier, C. 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. *Ecology* 75: 607-614.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L. & Thomas, D.L. 1993. Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London, UK, 175 pp.

- Machordom, A., García-Marín, J.L., Sanz, N., Almodóvar, A. & Pla, C. 1999. Allozyme diversity in brown trout (*Salmo trutta*) from Central Spain: genetic consequences of restocking. *Freshwater Biology* 41: 707-717.
- Machordom, A., Suárez, J., Almodóvar, A. & Bautista, J.M. 2000. Genetic differentiation and phylogenetic relationships among Spanish brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Molecular Ecology* 9: 1325-1338.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Maridet, L., Wasson, J.G., Philippe, M. & Amoros, C. 1995. Benthic organic-matter dynamics in three streams-riparian vegetation or bed morphology control. *Archive fur Hydrobiologie* 132: 415-425.
- Marschall, E.A. & Crowder, L.B. 1995. Density-dependent survival as a function of size in juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 136-140.
- Martin, T.L., Kaushik, N.K., Trevors, J.T. & Whiteley, H.R. 1999. Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water Air and Soil Pollution* 111: 171-186.
- Martínez-Capel, F. 2000. Preferencias de microhábitat de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma toxostoma* y *Leuciscus pyrenaicus* en la cuenca del río Tago. Tesis doctoral. Madrid, Universidad Politécnica de Madrid.
- Massa, F., Baglinière, J.L., Prunet, P. & Grimaldi, C. 2000. Egg-to-fry survival of brown trout (*Salmo trutta*) and chemical environment in the redd. *Cybio* 24 (3): 129-140.
- Matthews, K.R., Berg, N.H., Azuma, D.L. & Lambert, T.R. 1994. Cool water formation and trout habitat use in a deep pool in the Sierra Nevada, California. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 549-564.
- Mathur, D., Bason, W.H., Purdy Jr, E.J. & Silver, C.A. 1985. A critique of the Instream Flow Incremental Methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 825-831.
- May, C.W., Horner, R.R., Karr, J.R., Mat, B.W. & Welch, E.B. 1997. Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Protection Techniques* 2: 485-494.
- May, R.M. 1973. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton University Press, New Jersey, USA, 265 pp.

- McFadden, J.T. 1969. Dynamics and regulation of salmonid populations in streams. En Northcote, T.G. (Ed.), "Symposium on salmon and trout in streams". University of British Columbia, Vancouver, pp. 313-329.
- McMahon, T.E. & Tash, J.C. 1988. Experimental analysis of the role of emigration in population regulation of desert pupfish. *Ecology* 69: 1871-1883.
- McNicol, R.E. & Noakes, D.L.G. 1984. Territories and territorial defence in juvenile brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Pisces: Salmonidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 22-28.
- McNicol, R.E. & Noakes, D.L.G. 1984. Environmental influences on territoriality of juvenile brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in a stream environment. *Environmental Biology of Fishes* 10: 29-42.
- McNicol, R.E., Scherer, E. & Murkin, E.J. 1985. Quantitative field investigations of feeding and territorial behaviour of young-of-the year brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *Environmental Biology of Fishes* 12: 219-229.
- McRae, B.J. & Diana, J.S. 2005. Factors influencing density of age-0 Brown Trout and Brook Trout in the Au Sable River, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 132-140.
- Meador, M.R. & Goldstein, R.M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504-517.
- Menge, B.A. 2000. Recruitment vs postrecruitment processes as determinants of barnacle population abundance. *Ecological Monographs* 70: 265-288.
- Metcalfe, N.B., Huntingford, F.A. & Thorpe, J.E. 1987. The influence of predation risk on the feeding motivation and foraging strategy of juvenile Atlantic salmon. *Animal Behaviour* 35: 901-911.
- Meyer, J.L., Sale, M.J., Mulholland, P.J. & Poff, N.L. 1999. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *Journal of the American Water Resources Association* 35: 1373-1386.
- Meyer, W.B. & Turner, B.L. (Eds.). 1994. *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. New York: Cambridge Univ. Press, 537 pp.
- Milhous, R.T. 1979. The PHABSIM system for instream flow studies. En "Proceedings: 1979 Summer Computer Simulation Conference, Toronto, Ontario". La Jolla, CA: The Society for Computer Simulation, pp. 440-446.
- Milhous, R.T. 1999. History, theory, use, and limitations of the physical habitat simulation system. *Proceedings of the Third International Symposium on Ecohydraulics*. Utah State University Extension. Logan, Utah.

- Milhous, R.T., Wegner, D.L. & Waddle, T. 1981: User's guide to the physical habitat simulation system. Instream Flow Information Paper 5. United States Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado, 254 pp.
- Milhous, R.T., Wegner, D.L. & Waddle, T. 1984. User's guide to the Physical Habitat Simulation System (PHABSIM). Instream Flow Information Paper No. 11, U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-81/43 Revised.
- Milhous, R.T., Updike, M.A. & Schneider, D.M. 1989. Physical Habitat Simulation System Reference Manual-Version II. Instream Flow Information Paper 26. United States Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado, 248 pp.
- Milner-Gulland, E.J. & Mace, R. 1998. Conservation of Biological Resources. Blackwell Science, Oxford, 404 pp.
- Minns, C.K., Randall, R.G., Moore, J.E. & Cairns, V.W. 1995. A model simulating the impact of habitat supply limits on northern pike, *Esox lucius*, in Hamilton Harbour, Lake Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 20-34.
- Moran, M.D. 2003. Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies. Oikos 100: 403-405.
- Morhardt, E.J. 1986. Instream flow methodologies. Report EPRI EA 48-19, prepared by EA Engineering Science and Technology, Inc., for the Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.
- Morhardt, E.J., & Hanson, D.F. 1988. Habitat availability considerations in the development of suitability criteria. En K. Bovee & J.R. Zuboy (eds.), "Proceedings of a workshop on the development of habitat suitability criteria". U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 88 (11), Washington D.C., pp. 392-403.
- Morita, K. & Yokota, A. 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. Ecological Modelling 155 (1): 85-94.
- Mosisch, T.D. & Arthington, A.H. 1998. A review of literature examining the effects of water-based, powered recreational activities on lakes and rivers. Lakes and Reservoirs: Research and Management 3: 1-17.
- Mosig, M., Lipkin, E., Khutoreskaya, G., Tchourzyna, E., Soller, M. & Friedmann, A. 2001. A whole genome scan for QTL affecting milk protein percentage in Israel-Holstein cattle by means of selective milk pooling in a daughter design, using an adjusted false discovery rate criterion. Genetics 157: 1683-1698.

- Morley, S.A. & Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16: 1498-1509.
- Moussalli, E. & Hilborn, R. 1986. Optimal stock size and harvest rate in multistage life history models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:135-141.
- Moyle, J.B. 1949. Fish-population concepts and management of Minnesota lakes for sport fishing. *Trans. 14th N. Amer. Wildl. Conf.*: 283-294.
- Moyle, P.B. 1997. The importance of an historical perspective: fish introductions. *Fisheries* 22: 14.
- Moyle, P.B. & Baltz, D.M. 1985. Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: developing criteria for instream flow determinations. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 695-704.
- Moyle, P.B. & Light, T. 1996a. Biological invasions of freshwater: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78: 149-161.
- Moyle, P.B. & Light, T. 1996b. Fish invasions in California: do abiotic factors determine success?. *Ecology* 77: 1666-1670.
- Moyle P.B. & Vondracek, B. 1985. Persistence and structure of fish assemblage in a small California stream. *Ecology* 66: 1-13.
- Myrvold, K.M. 2006. Relationships between juvenile brown trout (*Salmo trutta*) densities, their in-stream habitat, and riparian and watershed characteristics in tributary streams of the Numedalslagen River, Norway. *Licenciature Thesis*.
- Nakawaga, S. 2004. A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15 (6): 1044-1045.
- Nehring, R. 1979. Evaluation of instream flow methods and determination of water quantity needs for streams in the state of Colorado. *Colorado Division of Wildlife, Fort Collins*.
- Nehring, R.B., & Anderson, R.M. 1993. Determination of population-limiting critical salmonid habitats in Colorado streams using the Physical Habitat Simulation system. *Rivers* 4(1): 1-19.
- Nelva, A., Persat, H. & Chessel, D. 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par 'echantillonnage ponctuel d'abondance. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris Série D* 289: 679-791.
- Nerbonne, B.A. & Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28: 87-99.

- Neumann, R.M. & Wildman, T.L. 2002. Relationships between trout habitat use and woody debris in two southern New England streams. *Ecology of Freshwater Fish* 11 (4): 240-250.
- Newcomb, T.J., Perry, S.A. & Perry, W.B. 1995. Comparison of habitat suitability criteria for smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) from three West Virginia rivers. *Rivers* 5(3): 170-183.
- Nicola, G.G. 1999. Crecimiento y reproducción de la Trucha común *Salmo trutta* en el centro de España. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, 230 pp.
- Nicola, G.G. & Almodóvar, A. 2002. Reproductive traits of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta* in contrasting neighbouring rivers of central Spain. *Freshwater Biology* 47: 1353-1365.
- Nicola, G.G., Elvira, B., Almodóvar, A. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archive fur Hydrobiologie Suppl.* 113: 375-379.
- Nielsen, J.L., Lisle, T.E. & Ozaki, V. 1994. Thermally stratified pools and their use by steelhead in northern California streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 613-626.
- Nilsson, C. & Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50: 783-792.
- Niyogi, D.K., Simon, K.S. & Townsend, C.R. 2003. Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand. *Freshwater Biology* 48: 1698-1708.
- Noda, T. & Nakao, S. 1996. Dynamics of an entire population of the subtidal snail *Umbonium costatum*: the importance of annual recruitment fluctuation. *Journal of Animal Ecology* 65: 196-204.
- Normandeau Associates Inc. 1992. An instream flow study of the mainstem and west branch of the Farmington River. Bedford, N.H., 97 pp.
- Nuhfer, A.J., Clark, R.D. & Alexander, G.R. 1994. Recruitment of brown trout in the south branch of the Au Sable River, Michigan in relation to stream flow and winter severity. Fisheries Research Report of the Michigan Department of Natural Resources Fisheries Division, U.S.A 2006: 1-13.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. 2003. Redundancy and the choice of hydrological indices for characterising streamflow regimes. *River Research and Application* 19: 101-121.

- Olver, C.H., Shuter, B.J. & Minns, C.K. 1995. Toward a definition of conservation principles for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1584-1594.
- Omernik, J.M., Abernathy, A.R. & Male, L.M. 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* 36: 227-231.
- Orth, D.J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers: Research & Management* 1: 171-181.
- Orth, D.J. & Maughan, O.E. 1982. Evaluation of the incremental methodology for recommending instream flows for fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 111.
- Orth, D.J. & Maughan, O.E. 1986. In defense of the instream flow incremental methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1092-1093.
- Orth, D.J. & White, R.J. 1993. Stream habitat management. En Kohler, C. & Hubert, W. (eds.), "Inland fisheries management in North America". American Fisheries Society, Bethesda, M.D., pp. 205-230.
- Ourso, R.T. & Frenzel, S.A. 2003. Identification of linear and threshold responses in streams along a gradient of urbanization in Anchorage, Alaska. *Hydrobiologia* 501: 117-131.
- Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-558
- Osborne, L.L. & Wiley, M.J. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management* 26: 9-27.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- Payne, T.R., Eggers, S.D. & Parkinson, D.B. 2004. The number of transects required to compute a robust PHABSIM habitat index. *Hydroecologie Appliquee* 14 (1): 27-53.
- Perneger, T.V. 1998. What's wrong with Bonferroni adjustments. *British Medical Journal* 316: 1236-1238.
- Persat, H. & Copp, G.H. 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. En Cowx, I.G. (ed.), "Developments in Electric Fishing". Blackwell, Oxford, pp. 197-209.



- Pert, E.J. & Erman, D.C. 1994. Habitat use by rainbow trout under moderate artificial reductions in flow. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 913-923.
- Peterman, R.M. & Steer, G.J. 1981. Relation between sport-fishing catchability coefficients and salmon abundance. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 585-593.
- Platts, W.S., Megahan, W.F. & Minshall, G.W. 1983. Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. General Technical Report 138, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.
- Platts W.S. & Nelson R.L. 1988. Fluctuations in trout populations and their implications for land use evaluation. *North American Journal of Fisheries Management* 8: 333-345.
- Poff, N.L. & Allan, D.J. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology* 76: 606-627.
- Poff, N.L., Allan, D.J., Bain, M.B., Karr, J.R., Presteggaard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for conservation and restoration of riverine ecosystems. *BioScience* 47: 769-784.
- Poff, N.L. & Hart, D.D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52 (8): 59-68.
- Poff, N.L. & Ward, J.V. 1990. The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629-646.
- Post, J.R., Parkinson, E.A. & Johnston, N.T. 1999. Density-dependent processes in structured fish populations: interaction strengths in whole-lake experiments. *Ecological monographs* 69: 155-175.
- Power, M.E. 1987. Predator avoidance by grazing fishes in temperate and tropical streams: importance of stream depth and prey size. En Kerfoot, W.C. & Sih, A., (eds.), "Predation: Direct and Indirect Impact on Aquatic Communities". Hanover, NH: University Press of New England, pp. 333-351.
- Puckett, K.J. & Dill, L.M. 1985. The energetics of feeding territoriality in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Behaviour* 92: 97-111.
- Pusey B.J., Burrows D. & Arthington A.H. 2003. The translocation of recreationally desirable fishes is detrimental to the maintenance of local biodiversity: Sleepy cod *Oxyeleotris lineolatus* and other translocated species in the Burdekin River, Australia. Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Phnom Penh, Mekong River Commission.

- Pusey, B.J., Kennard, M.J. & Arthington, A.H. 2000. Discharge variability and the development of predictive models relating stream fish assemblage structure to habitat in north-eastern Australia. *Ecology of Freshwater Fishes* 9: 30-50.
- Quinn, J.M. 2000. Effects of pastoral development. En Collier, K.J. & Winterbourn, M.J (eds.), "New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management". Christchurch, NZ: Caxton, pp. 208-229.
- Railsback, S.F. 1999. Reducing uncertainties in instream flow studies. *Fisheries* 24: 24-26.
- Railsback, S.F., Blackett, R.F. & Pottinger, N.D. 1993. Evaluation of the fisheries impact assessment and monitoring program for the Terror Lake hydroelectric project. *Rivers* 4 (4): 312-327.
- Railsback, S.F. & Rose, K.A. 1999. Bioenergetics modeling of stream trout growth: temperature and food consumption effects. *Transactions of the American Fisheries* 128: 241-256.
- Railsback, S.F. & Harvey, B.C. 2002. Analysis of habitat-selection rules using an individual-based model. *Ecology* 83: 1817-1830.
- Railsback, S.F., Stauffer, H.B. & Harvey, B.C. 2003. What can habitat preference models tell us? Tests using a virtual trout population. *Ecological Applications* 13 (6): 1580-1594.
- Raleigh, R.F., Zuckerman, L.D. & Nelson, P.C. 1986. Habitat Suitability index models and instream flow suitability curves: brown trout, revised. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 82.
- Renshaw, E. 1991. Modelling biological populations in space and time. Cambridge University Press, New York.
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M.J. & Moyle, P.B. (En Prensa). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-007-9112-2.
- Rice, W.R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223-225.
- Richards, C., Johnson, L.B. & Host, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 295-311.
- Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. 1993. Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *Transactions of the American Fisheries Society* 122 (4): 575-587.
- Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. 2002. Nonlinear self-thinning in a stream-resident population of brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology* 83 (7): 1808-1816.

- Rolland, R.M. 2000. A review of chemically induced alterations in thyroid and vitamin A status from field studies of wildlife and fish. *Journal of Wildlife Diseases* 36: 615-635.
- Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 953-968.
- Rosenfeld, J.S., Leiter, T., Lindner, G. & Rothman, L. 2005. Food abundance and fish density alters habitat selection, growth, and habitat suitability curves for juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62 (8): 1691-1701.
- Roth, N.E., Allan, J.D. & Erickson, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141-156.
- Roughgarden, J., Gaines, S. & Possingham, H. 1988. Recruitment dynamics in complex life cycles. *Science* 241: 1460-1466.
- Roussel, JM & Bardonnnet, A. 1995. Activité nyctémérole et utilisation de la séquence radier-profond par les truitelles d'un an (*Salmo trutta* L.). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 337/338/339: 573-588.
- Roussel, JM & Bardonnnet, A. 1997. Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: an approach to the functional role of the riffle-pool sequence. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 346: 573-588.
- Roussel, J.M., Bardonnnet, A. & Claude, A. 1999. Microhabitats of brown trout when feeding on drift and when resting in a lowland salmonid brook: effects on Weighted Usable Area. *Archiv Fur Hydrobiologie* 146 (4): 413-429.
- Sabaton C., Siegler, L., Gouraud, V., Bagliniere, J.L. & Manne, S. 1997. Presentation and first applications of a dynamic population model for brown trout (*Salmo trutta*)-aid to river management. *Fisheries Management and Ecology* 4: 425-438.
- Sankoh, A.J., Huque, M.F. & Dubey, S.D. 1997. Some comments on frequently used multiple endpoint adjustment methods in clinical trials. *Statistics in Medicine* 16: 2529-2542.
- Sauter, S., McMillan, J. & Dunham, J. 2001. Salmonid behavior and water temperature. Final report to the Policy workgroup of the EPA Region 10 Water Temperature Criteria Guidance Project.
- Scheimer, F., Spindler, T., Wintersberger, H., Schneider, A. & Chovanec, A. 1991. Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 2497-2500.

- Schiemer, F. & Zalewski, M. 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherland Journal of Zoology* 42: 323-335.
- Schlosser, I.J. 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology* 66: 1484-1490.
- Schlosser, I.J. 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* 68: 651-659.
- Schlosser, I.J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* 41: 704-12.
- Schlosser, I.J. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303: 71-81.
- Schoener, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 369-404.
- Schoener, T.W. 1983. Simple models of optimal feeding-territory size: a reconciliation. *The American Naturalist* 114: 902-914.
- Schulz, R. & Liess, M. 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology* 46: 155-176.
- Scott, D. & Shirvell, C.S. 1987. A critique of the Instream Flow Incremental Methodology and observations on flow determination in New Zealand. En Craig, J.F. & Kemper, J.B. (eds.), "Regulated Streams: Advances in Ecology". Plenum Press, New York and London, pp. 27-44.
- Scott, M.C. & Helfman, G.S. 2001. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries* 26: 6-15.
- Scott, M.L., Friedman, J.M. & Auble, G.T. 1996. Fluvial processes and the establishment of bottomland trees. *Geomorphology* 14: 327-339.
- Sempeski, P. & Gaudin, P. 1995. Size-related changes in diel distribution of young grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1842-1848.
- Sheldon, A.L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology* 49: 193-198.
- Shirvell, C.S. 1986. Pitfalls of physical habitat simulation in the Instream Flow Incremental Methodology. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1460, 68 pp.

- Shirvell, C.S. 1994. Effect of changes in streamflow on the microhabitat use and movements of sympatric juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and chinook salmon (*O. tshawytscha*) in a natural stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1644-1652.
- Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112 (3): 355-367.
- Shirvell, C.S. & Morantz, D. 1983. Assessment of the instream flow incremental methodology for Atlantic salmon in Nova Scotia. *Transactions of the Canadian Electrical Association, Engineering and Operating Division* 22: 83-108.
- Shuler, S.W., Nehring, R.B. & Fausch, K.D. 1994. Diel habitat selection by brown trout in the Rio Grande River, Colorado, after placement of boulder structures. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 99-111.
- Simonson, T.D., Lyons, J. & Kanehl, P.D. 1994. Guidelines for evaluating fish habitat in Wisconsin streams. United States Department of Agriculture. North Central Forest Experiment Station, General Technical Report NC-164.
- Smith, G.E. & Aceituno, M.E. 1987. Habitat preference criteria for brown, brook and rainbow trout in Eastern Sierra Nevada streams. Stream Evaluation Report 87-2. California department of fish and game, Sacramento, CA.
- Smith, J.J. & Li, H.W. 1983. Energetic factors influencing foraging tactics of juvenile steelhead trout, *Salmo gairdneri*. En Noakes *et al.* (eds.), "Predators and prey in fishes". The Hague, Junk Publishers, pp. 173-180.
- Snyder, C.D., Young, J.A., Vilella, R.M. & Lemarie, D.P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18 (7): 647-664.
- Soranno, P.A., Hubler, S.L. & Carpenter, S.R. 1996. Phosphorous loads to surface waters: a simple model to account for the pattern of land use. *Ecological Applications* 6 (33): 865-878.
- Souchon Y., Trocherie, F., Fragnoud, E. & Lacombe, C. 1989. Les modèles numériques des microhabitats des poissons: applications et nouveaux développements. *Revue des Sciences de l'Eau* 2: 807 830.
- Spina, A.P. 2001. Incubation discharge and aspects of brown trout population dynamics. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 322-327.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F. & Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.

- Stalnaker, C.B. 1979. The use of habitat structure preferenda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. En Ward, J.V. & Stanford, J.A. (eds.), "The ecology of regulated streams". Plenum Press, New York, pp. 321-337.
- Stalnaker, C.B., Lamb, B.L., Henriksen, J., Bovee, K. & Bartholow, J. 1995. The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM. National Biological Service Biological Report.
- Statzner, B., Gore, J.A. & Resh, V.H. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-360.
- Stauffer, J.C., Goldstein, R.M. & Newman, R.M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 307-316.
- Stearns, S.C. & Crandall, R.E. 1984. Plasticity for age and size at sexual maturity: a life-history response to unavoidable stress. En Potts, G.W. & Wootton, R.J. (eds.), "Fish reproduction: strategies and tactics". Academic Press, Nueva York, pp. 13-33.
- Steingrimsson, S.O. & Grant, J.W.A. 1999. Allometry of territory-size and metabolic rate as predictors of self-thinning in young-of-the-year Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 68: 17-26.
- Stewart, J.S., Wang, L.Z., Lyons, J. & Horwath, J.A. & Bannerman, R. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1475-1487.
- Storey, J.D. 2002. A direct approach to false discovery rates. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 64: 479-498.
- Strakosh, T.R., Neumann, R.M. & Jacobson, R.A. 2003. Development and assessment of habitat suitability criteria for adult brown trout in southern New England rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 265-274.
- Strand, M. & Merritt, R.W. 1999. Impact of livestock grazing activities on stream insect communities and the riverine environment. *American Entomologist* 45: 13-27.
- Strange, E.M., Moyle, P.B. & Foin, T.C. 1993. Interactions between stochastic and deterministic processes in stream fish community assembly. *Environmental Biology of Fishes* 36: 1-15.

- Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G. & Naiman, R.J. 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6: 407–23.
- Studley, T.K. & Spina, A.P. 1992. Study flows for the response of fish populations to altered flows project. Pacific Gas and Electric Company, California.
- Studley, T.K., and 10 coauthors. 1995. Response of fish populations to altered flows project, volumes I-III, predicting trout populations from streamflow and habitat variables. Pacific Gas and Electric Company, Report 009.4-94.3, San Ramon, California.
- Sutherland, A.B., Meyer, J.L. & Gardiner, E.P. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 47: 1791-1805.
- Taniguchi, Y. & Nakano, S. 2000. Condition-specific competition: implications for the altitudinal distribution of stream fishes. *Ecology* 81: 2027-2039.
- Teixeira, A., Cortes, R.M.W. & Oliveira, D. 2006. Habitat use by native and stocked brown trout (*Salmo trutta* L.) in two northeast streams, Portugal. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 382: 1-18.
- Thomas, J.A. & Bovee, K.D. 1993. Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 285-294.
- Titus, R.G. 1990. Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*) - new perspectives. *Annales Zoologici Fennici* 27 (2): 119-130.
- Titus, R.G. & Mosegaard, H. 1991. Selection for growth potential among migratory brown trout (*Salmo trutta*) fry competing for territories: evidence from otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (1): 19-27.
- Tong, S.T.Y. & Chen, W.L. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66: 377-393.
- Townsend, C.R., Doleddec, S., Norris, R., Peacock, K. & Arbuckle, C. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48: 768-785.
- Usseglio-Polatera, P. & Beisel, J.N. 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications* 18: 197-211.

- Valentin, S., Souchon, Y. & Wasson, J.G. 1994. Evaluation of hydro-peaking effects on fish community and habitat. En Cowx, I.G. (ed.), "Rehabilitation of freshwater fisheries". Fishing News Books, Oxford, UK, pp.138-151.
- Valentin, S., Lauters, F., Sabaton, C., Breil, P. & Souchon, Y. 1996. Modelling temporal variations of physical habitat for brown trout (*Salmo trutta*) in hydropeaking conditions. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 317-330.
- Verhoeven, K.J.F., Simonsen, K.L. & McIntyre, L.M. 2005. Implementing false discovery rate control: increasing your power. *Oikos* 108: 643-647.
- Verhulst, P.F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans accroissement. *Correspondence Mathématique et Physique* 10: 113-121.
- Verneaux, J. 1977. Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Déterminisme approché de la structure biotypologique. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 284: 77-80.
- Victor, B.C. 1983. Recruitment and population dynamics of a coral reef fish. *Science* 219: 419-420.
- Vismara, R., Azzellino, A., Bosi, R., Crosa, G. & Gentili, G. 2001. Habitat suitability curves for brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in the River Adda, Northern Italy: comparing univariate and multivariate approaches. *Regulated Rivers: Research & Management* 17 (1):37-50.
- Walser, C.A. & Bart, H.L. 1999. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish* 8: 237-246.
- Walsh, C.J., Sharpe, A.K., Breen, P.F. & Sonneman, J.A. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 535-551.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & Gatti, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22: 6-12.
- Wang, L., Lyons, J. & Kanehl, P. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255-266.
- Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* 194: 3-14.
- Welcomme, R.L. & Bartley, D.M. 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 5: 351-382.



- Wehrly, K.E., Wang, L. & Mitro, M. 2007. Field-based estimates of thermal tolerance limits for trout: Incorporating exposure time and temperature fluctuation. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 365-374.
- Wesche, T.A., Goertler, C.M. & Hubert, W.A. 1987. Modified habitat suitability index model for brown trout in southeastern Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management* 7 (2): 232-237.
- Williams, J.G. 1996. Lost in space: minimum confidence intervals for idealized PHABSIM studies. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 458-465.
- Williams, J.G., Castleberry, D.T., Cech, J.J., Erman, D.C., Hankin, D., Healey, M., Kondolf, G.M., Mangel, M., Moyle, P., Mohr, M., Nielsen, J. & Speed, T.P. 1997. Transcript of Workshop on Flow Standards, April 1995, University of California, Davis. Water Resources Center Report 89. University of California, Davis, 84 pp.
- Wilson, E.O. 1975. *Sociobiology: The New Synthesis*. Cambridge, MA. Harvard Univ. Press.
- Winterbourn, M.J. 1995: Rivers and streams of New Zealand. En Cushing, C.E., Cummins, K.W. & Minshall, G.W. (eds.), "River and stream ecosystems". *Ecosystems of the World* 22. Elsevier, Amsterdam; New York, pp. 695-716.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- Woodward, D.F., Goldstein, J.N., Farag, A.M. & Brumbaugh, W.G. 1997. Cutthroat trout avoidance of metals and conditions characteristic of a mining waste site: Coeur d'Alene River, Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 699-706.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Fish and Fisheries Series 1, Chapman and Hall, New York, 404 pp.
- Wootton, R.J. 1998. *Ecology of Teleost Fishes*. Fish & Fisheries Series 24, 2ª edición, Chapman & Hall, Londres, 386 pp.
- Wootton, J.T., Parker, M.S. & Power, M.E. 1996. Effects of disturbance on river food webs. *Science* 273: 1558-1561.
- Zika, U & Peter, A. 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect on trout populations and habitat. *River Research and Applications* 18 (4): 355-366.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal population. *Biometrics* 12: 163-189.

- Zorn, T.G. & Seelbach, P.W. 1995. The relation between habitat availability and the short-term carrying capacity of a stream reach for smallmouth bass. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 773-783.